

La clausura como estrategia de restauración en bosques heterogéneos comunales del Chaco semiárido. Un enfoque socio–ecológico

*Tesis presentada para optar al título de
Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias
en Convenio de Cotutela con la Universidad de Antioquia, Doctorado en Agroecología,
según Resoluciones N° (CD) 4315/17 y (CS) 7259/17*

Santiago Miguel Cotroneo

Ingeniero Agrónomo – Universidad de Buenos Aires – 2010

Lugar de trabajo:

Cátedra de Forrajicultura, Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Rodolfo Ángel Golluscio

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Codirector de tesis

Leonardo Alberto Ríos Osorio

Bacteriólogo y Laboratorista Clínico (Universidad de Antioquia)

Doctor en Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo (Universitat Politècnica de Catalunya)

Consejera de Estudios

Elizabeth Juliana Jacobo

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Doctora en Agroecología (Universidad de Antioquia)

JURADO DE TESIS

JURADO

Roberto Javier Fernández Aldúncin

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Biología (Duke University)

JURADO

Diego Omar Ferraro

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Juan Felipe Blanco Libreros

Biólogo (Universidad del Valle)

Doctor en Biología (Universidad de Puerto Rico)

Fecha de defensa de la tesis: 13 de diciembre de 2017

Dedicatoria

*A Sabri, mi compañera,
y a Carmela, nuestro gran amor.*

Agradecimientos

A Sabri, porque su generosidad y fortaleza hicieron posible este doctorado.

A Elizabeth Jacobo, por su guía constante, por contagiar pasión y compromiso en el trabajo cotidiano.

A Rodolfo Golluscio, por motivarme a elegir un camino marcado por mis convicciones y apoyarme en ese camino.

A Miguel Brassiolo, por oficiar de director junto a Elizabeth y Rodolfo, más allá de las formalidades.

A Magdalena Abt, Analía Guzmán y Matías Carignano, por hacerme lugar en el corazón del grupo.

A Sergio Parra, por las caminatas y enriquecedoras discusiones en el monte santiagueño.

A las familias de Añatuya, por su confianza. A Susana Giménez y Antonio Herrera, a Emilse Luna y Cristian Sánchez, a Nacho Avellanal, a Marta Gómez y a tantos otros...

A Sixto Bravo, por su sabiduría abierta de par en par.

A la REDAF e INCUPO, por el apoyo logístico.

A la UBA, por la beca que hizo posible mi formación doctoral.

A SOCLA, en especial a Clara Nicholls, y a todos aquellos que con su esfuerzo hicieron posible la creación del Doctorado en Agroecología.

Al grupo de agroecología de la FAUBA.

A los proyectos de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2008–1029), la Universidad de Buenos Aires (UBACyT 20020130100312BA) y el Consejo Interinstitucional de Ciencia y Tecnología (CICyT–UNSE 23/B120), por financiar mi investigación.

A Lizeth, Diana y Sergio, compañeros durante el doctorado y amigos desde entonces.

A mis amigos de siempre y hermanos, por su paciencia.

A Carmela, por esperarme para ir a jugar.

A mis viejos, por la vida.

Declaración de originalidad

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución, constituyendo la única excepción a lo anterior, lo establecido por el Convenio de Cotutela entre la Universidad de Antioquia (Colombia) y la Universidad de Buenos Aires, según Resoluciones N° (CD) 4315/17 y N° (CS) 7259/17, conforme al cual la tesis se presenta en ambas universidades.

Publicaciones derivadas de la tesis

Cotroneo, S.M., Jacobo, E.J., Bosio, E.A., Karlin, U.O., Brassiolo, M.M. y Golluscio, R.A. 2016. Bases e interrogantes para el manejo sostenible de los recursos forrajeros del bosque nativo en el Chaco semiárido santiagueño. Pp. 243–276 en Román, M.E. y Gonzalez, M. del C. (eds.) Transformaciones agrarias argentinas durante las últimas décadas. Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires. ISBN 78–987–3738–04–3. (ANEXO)

ÍNDICE GENERAL

	<u>Pág.</u>
Resumen.....	xii
Abstract.....	xiii
CAPÍTULO 1. Introducción general.....	1
CAPÍTULO 2. Efectos de la clausura estacional sobre la vegetación del sotobosque en tres tipos de parche de bosque con creciente nivel de degradación del dosel en el Chaco semiárido.....	9
CAPÍTULO 3. Efectos de la clausura estacional y el nivel de degradación del dosel sobre factores bióticos y abióticos determinantes de la regeneración herbácea en el Chaco semiárido.....	21
CAPÍTULO 4. Procesos socioecológicos vinculados a la degradación y la clausura como estrategia de restauración en bosques heterogéneos comunales del Chaco semiárido argentino.....	37
CAPÍTULO 5. Conclusiones generales.....	62
Bibliografía.....	66
Anexo.....	79

ÍNDICE DE CUADROS

CAPÍTULO 2

Cuadro 2.1. Resultados del rmANOVA de los efectos del manejo del pastoreo, el tipo de parche de bosque y el año sobre la cobertura y la productividad de la vegetación del sotobosque.

CAPÍTULO 3

Cuadro 3.1. Propiedades físicas y biológicas del horizonte superficial (0 – 10 cm) en suelos bajo pastoreo continuo en tres tipos de parche de bosque del Chaco semiárido argentino.

CAPÍTULO 4

Cuadro 4.1. Procesos vinculados a la degradación del bosque en la provincia de Santiago del Estero, Argentina.

Cuadro 4.2. Usos de la clausura en 10 comunidades campesinas del departamento General Taboada (Santiago del Estero, Argentina).

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 2.1. Cobertura de pastos, arbustos bajos, broza y suelo desnudo en áreas abiertas bajo pastoreo continuo y en clausuras estacionales para un período de cuatro años (2011–2015) desde el establecimiento de las clausuras en tres tipos de parche de bosque (bosque maduro, bosque secundario y arbustal) en el Chaco semiárido.

Figura 2.2. PPNA de pastos y de arbustos bajos en áreas abiertas bajo pastoreo continuo y en clausuras estacionales, desde el segundo hasta el cuarto año desde el establecimiento de las clausuras en tres tipos de parche de bosque en el Chaco semiárido. Las barras representan el desvío estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos de manejo del pastoreo, año dentro de cada tratamiento de pastoreo, y tipo de parche dentro de cada tratamiento de pastoreo y año.

Figura 2.3. Correlación entre la cobertura aérea y la PPNA de pastos nativos y de arbustos bajos en bosques heterogéneos del Chaco semiárido. Los datos fueron tomados en clausuras estacionales jóvenes (de dos a cuatro años de antigüedad) en diversos tipos de parche (bosques maduros, bosques secundarios y arbustales: negros, grises y blancos, respectivamente) y en diferentes sitios y años. Se muestra la correlación general entre ambos parámetros (x: cobertura; y: biomasa) y su ajuste correspondiente (R^2). Asteriscos indican significancia en el modelo de regresión (**: $P < 0,05$).

CAPÍTULO 3

Figura 3.1. (A) Cobertura de gramíneas, latifoliadas, broza y dosel arbóreo y (B) de broza acumulada total y de hojarasca, en tres tipos de parche de bosque con creciente nivel de degradación: bosque maduro, bosque secundario y arbustal, del Chaco semiárido. Las líneas verticales indican los desvíos estándar. Medias de una misma variable con una letra común no son significativamente diferentes (Test: Tukey; Alfa = 0,05).

Figura 3.2 (A) Concentración de materia orgánica y nitrógeno total y (B) radiación fotosintéticamente activa (RFA) a 0,5 m del suelo, en tres tipos de parche de bosque con creciente nivel de degradación: bosque maduro, bosque secundario y arbustal, del Chaco semiárido. Las líneas verticales indican los desvíos estándar. Medias de una misma variable con una letra común no son significativamente diferentes (Test: Tukey; Alfa = 0,05).

Figura 3.3. (A) Densidad aparente, (B) porosidad total y (C) capacidad de aireación, en tres profundidades de suelos de clausuras estacionales de cuatro años y áreas adyacentes abiertas, en bosques heterogéneos del Chaco semiárido. Las líneas verticales indican los desvíos estándar. Medias sin letras en común son significativamente diferentes entre tratamientos de pastoreo de la misma profundidad, o entre profundidades del mismo tratamiento de pastoreo (Test: Tukey; Alfa = 0,05). Los resultados del ANOVA se muestran en la esquina superior derecha de cada gráfico.

Figura 3.4. Densidad de plántulas emergidas en muestras de suelo extraídas de clausuras estacionales de 1 a 5 años de edad y áreas adyacentes bajo pastoreo continuo.

Figura 3.5. (A) Densidad de plántulas emergidas en función del tiempo de incubación de muestras de suelo extraídas de clausuras estacionales de 4 años de edad y de áreas adyacentes bajo pastoreo continuo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de pastoreo y tiempo. Figura anidada: (B) Plántulas emergidas en función del tiempo, en clausuras de tres tipos de parche de bosque (bosque maduro, bosque secundario y arbustal) del Chaco semiárido.

CAPÍTULO 4

Figura 4.1. Modelo teórico de procesos vinculados a la degradación del bosque en comunidades campesinas del departamento General Taboada (Santiago del Estero, Argentina) según la percepción de técnicos y especialistas de instituciones. En las columnas se muestran: los atributos del proceso central (degradación), los procesos relacionados de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) con dicho proceso y las condiciones de contorno. Flechas entre cajas: interacciones entre procesos individuales; flechas hacia y/o desde un corchete: interacciones con grupos de procesos. Flecha continua: relación directa; discontinua: relación inversa. En negro se resaltan los procesos considerados de mayor importancia, por regular procesos del mismo nivel.

Figura 4.2. Modelo teórico de procesos vinculados a la degradación del bosque según las percepciones de productores de diez comunidades campesinas de Santiago del Estero, Argentina. En las columnas se muestran (de derecha a izquierda): los atributos del proceso central (degradación) y los procesos relacionados de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) con dicho proceso. Flechas entre cajas: interacciones entre procesos individuales; flechas hacia y/o desde un corchete: interacciones con grupos de procesos. Flecha continua: relación directa; flecha discontinua: relación inversa. Símbolos adyacentes al nombre de un proceso indican ↑: incremento, ↓: disminución y Ø: ausencia.

Figura 4.3. Modelo teórico de procesos vinculados a la degradación del bosque en comunidades campesinas del departamento General Taboada (Santiago del Estero, Argentina). En las cajas se muestran (de adentro hacia afuera): los atributos del proceso central (degradación), los procesos relacionados de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) con dicho proceso y las condiciones de contorno. En blanco se resaltan cambios en las propiedades emergentes del sistema y en negro los procesos que ejercen fuerte control sobre procesos del mismo nivel.

Figura 4.4. Modelo teórico de estados y transiciones del sistema socioecológico bosque-comunidad. Esferas simbolizan estados, flechas continuas simbolizan transiciones o cambios de estado, flecha discontinua simboliza cambio de régimen. Estados: A (situación inicial): sistema extenso, diverso, poco manejado, subsidiado, con baja conectividad modular (entre agrupamientos de sistemas o comunidades). Transición 1 (A-B): pérdida de tenencia de la tierra y migración parcial de la familia. Estado B: sistema menos extenso, menos diverso, no subsidiado, con baja conectividad. Transición 2 (B-C): organización campesina, articulación con instituciones, incorporación de manejo. Estado C: sistema poco extenso, diverso, manejado, poco subsidiado, con alta conectividad modular. Transición 3 (B-D): Presión progresiva sobre componente forestal y/o ganadera. Estado D: sistema poco extenso, poco diverso, no subsidiado, con demanda externa de dinero, sin conectividad. Transición 4 (D-E): pérdida total de tenencia, migración de la familia completa. Estado E: agricultura extensiva.

Figura 4.5. Esquema del sistema socioecológico y los subsistemas productivos en dos situaciones: (1) inicial (Estado A de la Figura 4.4) y (2) en espiral de degradación (Estado D de la Figura 4.4). Se indican usos y recursos de cada subsistema (grupos funcionales, especies, estación de uso: E = estival, I = invernal) y dos funciones redundantes entre subsistemas: provisión de bienes para la auto-subsistencia (AU) y provisión de dinero (\$). Los tamaños de los símbolos AU, \$, y de los subsistemas, indican su importancia relativa. Las líneas punteadas indican flujos de materiales y/o energía entre subsistemas.

Resumen

Las tierras áridas y semiáridas cubren un cuarto de la superficie terrestre global y albergan casi mil millones de pobladores rurales. En ellas, el sobrepastoreo, la tala y la deforestación, son las principales causas de degradación. Los síntomas de este proceso son menor cobertura arbórea y herbácea, arbustización y menor disponibilidad de agua y nutrientes del suelo debido al menor aporte de broza, compactación y exposición a altas temperaturas. Las clausuras, donde el pastoreo se excluye durante la estación húmeda, son utilizadas en África y Sudamérica para diferir forraje a la estación seca y restaurar la vegetación herbácea. Sin embargo, su efectividad podría estar condicionada por factores tanto ecológicos (superación de umbrales de degradación) como sociales (vinculados a los elevados niveles de pobreza). En esta tesis se evaluó el potencial de la clausura estacional como estrategia de restauración en bosques heterogéneos comunales del Chaco semiárido, mediante dos enfoques complementarios (a) ecológico y (b) socioecológico. (a) Se estudiaron los efectos de la clausura estacional (versus áreas abiertas) en tres parches de bosque con creciente nivel de degradación del dosel (bosque maduro, bosque secundario y arbustal) sobre la cobertura y la productividad de la vegetación del sotobosque y sobre factores bióticos y abióticos determinantes de su potencial de regeneración. A tal efecto se realizó un experimento de 4 años en 4 sitios (repeticiones verdaderas) de Santiago del Estero, Argentina. (b) Se analizó el rol de la clausura como estrategia de restauración en contextos socioambientales vulnerables de la misma región y las interacciones entre procesos ecológicos y sociales vinculados a la degradación. A tal efecto, se registraron percepciones de informantes calificados y productores (más de 50) de 10 comunidades, se contrastaron con datos de campo y fuentes secundarias, y se elaboraron modelos teóricos, usando marcos desarrollados para el análisis de problemas socioambientales complejos. Se encontró que: (a) Al aumentar la degradación del dosel, disminuyó la disponibilidad de nutrientes del suelo y aumentó la radiación incidente en el sotobosque. La clausura generó un rápido (2 años) aumento de cobertura y productividad (10 veces) de gramíneas en bosques maduros y secundarios, pero no en arbustales, los cuales habrían superado cierto umbral de degradación. En un plazo mayor (3–4 años) la clausura mejoró algunas propiedades físicas del suelo que favorecen la infiltración y aumentó la densidad de gramíneas en el banco de semillas, tanto en ambos bosques como en arbustales, sin pasto, que recibirían semillas de los anteriores. Ello reduciría el umbral de degradación en arbustales y aumentaría las posibilidades de rehabilitación en años extremadamente húmedos (eventos Niño) de ocurrencia cíclica, condición que se cumplió el cuarto año del experimento y generó un aumento significativo de la productividad de gramíneas en las clausuras de arbustal. Ese año, la cobertura de arbustos (mayor cuanto mayor la degradación del dosel) disminuyó en los tres tipos de parche. (b) La degradación responde a interacciones múltiples entre procesos de diferentes dimensiones y escalas, sin embargo, algunos fueron considerados clave por regular a muchos otros, entre ellos: la reducción de la superficie de bosque (debida a la expansión agrícola) y los cambios en la composición comunitaria–familiar, la creciente demanda de dinero extra–predial y la pérdida de diversidad productiva (debidos a las migraciones campo–ciudad). La mayor presión sobre el bosque remanente se focaliza en actividades forestales y ganaderas, y promovería círculos viciosos de degradación entre la componente leñosa y herbácea, exacerbando la situación de origen y conduciendo en ocasiones al colapso del sistema. La creciente susceptibilidad del sistema degradado ante fluctuaciones climáticas naturales (en particular, años secos) intensifica dichos procesos. En ese contexto, la clausura es usada exitosamente para diferir forraje, restaurar vegetación nativa, introducir especies exóticas y diversificar los usos de la tierra en la finca. Esto permite estabilizar la provisión de alimentos, bienes e ingresos ante las fluctuaciones climáticas y de mercado, evitando prácticas de emergencia económica muy nocivas, como la excesiva producción de carbón. Se resalta el potencial de la clausura estacional como estrategia de restauración ecológica en bosques heterogéneos y como estrategia adaptativa en contextos socioambientales adversos del Chaco semiárido. Finalmente, se remarca la importancia de los abordajes integrales y participativos, como el aquí empleado, para la comprensión de problemas de degradación y la búsqueda de soluciones.

Palabras clave: coproducción de conocimiento – investigación participativa – pastoreo con descansos – rehabilitación – resiliencia – sistemas complejos – suelo – umbral de degradación – vegetación

Abstract

Chaco region is the largest extension of land covered by xerophytic vegetation in South America. During the last century, grazing, logging and deforestation have transformed the natural landscape of forests and savannas into a heterogeneous matrix of shrublands and forests in different stages of degradation. The symptoms of this process include less tree cover and herbaceous, bush encroachment, more nude soil, and less water and nutrients availability in the soil, due to less litter contribution, soil compaction and exposition to high temperatures. All these changes reduce the forage production and increase its seasonality, therefore worsening the effect of a marked dry season that lasts 5-7 months over the livestock production. Closures, where grazing is excluded during the rainy season, are used in communal rangelands of Africa and South America, to defer fodder to the dry season and to restore vegetation. Nevertheless, its effectiveness could be conditioned by ecological and socio-ecological factors. The objective of this thesis was to assess the potential of closures as restoring strategy in communal heterogeneous woodlands of semi-arid Chaco region. This was done through two complementary approaches: (a) ecological and (b) socio-ecological. (a) It was assessed the effect of seasonal closures (versus open areas) in three patch types of woodland, with a progressive level of tree canopy degradation (mature forests, secondary forests and shrublands) on the vegetation of the understory and biotic and abiotic factors that determine its regenerative potential. For this purpose, a four-year experiment was done in four sites (true replicates) in different communal woodlands of Santiago del Estero Province (Argentina). The central hypothesis of the experiment was that the higher the degradation status of the woodland the lower the effectiveness of enclosures as restoring strategy because differences in the dominant woody layer would impose differential resource availability in the understory, so controlling vegetation responses to grazing rest. (b) It was developed a theoretical model about factors and processes (ecological, productive, cultural, economic and institutional) associated to degradation. In this context, the role of closures was studied through methodological and theoretical frameworks for complex systems analysis. Perceptions from producers from 10 rural communities and also from technicians ($n > 50$), were revealed; decision makers who affect directly or indirectly to the system. This data was complemented with field data collection and bibliography. It has been found that: (a) with the rising of the degradation of the tree canopy, the availability of soil nutrients decreased and the incident radiation increased in the understory. The closure generated a quick rise (2 years) of coverage and productivity of grasses in mature forests and secondary forests, but this did not happen in the shrublands. The shrublands might have overcome a certain degradation threshold, related to scarcity of water and/or seeds, which is shown in the lack of grass. In a longer period (3-4 years), the closure improved some physical properties of the soil, which contribute to the infiltration, and increased the grass soil seed bank, in both forests and shrublands, with no grass, that would receive seeds from the former. This would reduce the degradation threshold in the shrublands and would increase the possibility of rehabilitation in extremely (cyclical) humid years, such as in “El Niño” events. These conditions occurred in the fourth year of the experiment, in which a significant increase in grass productivity in the closures of shrublands was generated. That year the coverage of low shrubs reduced significantly in the three patch types of woodland. (b) All the decisive actors interviewed, ascribe degradation to the rising of pressure over the forest, due to the reduction of forest-covered surface and the productive specialization, bound to the agriculture expansion and migration processes. In this context, the closure applies as an adapting strategy, used to re-introduce key species (native, exotic) and to diversify production (agriculture, forestry and livestock). This would offer alternative answers to weather and market fluctuation, and it would stabilize the provision of goods and income, thus avoiding negative emergency practices, such as the excessive production of charcoal for sale. It is concluded that the seasonal closure contains a high potential as restoration tool in heterogeneous woodlands, as well as an adaptive strategy in the adverse socioenvironmental conditions of the semi-arid Chaco. The importance of addressing the subject comprehensively is highlighted, in order to understand the problems of degradation in the search of solutions.

Keywords: co-production of knowledge – complex systems – degradation threshold – grass – grazing rest – participatory research – shrub – soil — rehabilitation – resilience

CAPÍTULO 1

Introducción general

1.1 La degradación en tierras secas de pastoreo

Las tierras secas de pastoreo cubren un cuarto de la superficie terrestre global (más de 39.000.000 km²) y albergan casi mil millones de pobladores rurales, mayormente pobres (MAE 2005). Estas tierras persisten en condiciones bioclimáticas y edáficas marginales que las hacen particularmente frágiles y así susceptibles a la degradación. El sobrepastoreo genera cambios en la estructura y los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos de los ecosistemas, en ocasiones de manera irreversible (Asner et al. 2004). Junto con el sobrepastoreo, la tala y la deforestación son las principales causas de degradación a nivel global (Hoekstra et al. 2005). En bosques secos, estos procesos coexisten de manera particular, vinculados a la expansión agrícola (MAE 2005). La deforestación, además de generar cambios ambientales y sociales severos (Houghton 1994, Mustard et al. 2004, Foley et al. 2005, IAASTD 2008, Viglizzo y Jobbágy 2010), desplaza ganado hacia áreas más secas, incrementando la presión sobre tierras más frágiles, menos productivas y frecuentemente degradadas por un pasado de pastoreo continuo (MAE 2005, Morello et al. 2012). En suma, la degradación en tierras secas de pastoreo es un problema complejo con importantes implicancias ecológicas y sociales (Reynolds et al. 2007).

El pastoreo modifica la estructura de los ecosistemas al afectar la abundancia relativa y la configuración espacial de las principales formas de vida. En ambientes secos bajo pastoreo de Sudamérica, Norteamérica, África y Oceanía, los principales cambios reportados son: disminución de la cobertura total y herbácea, incremento de la cobertura arbustiva y la proporción de suelo desnudo, reducción de la biomasa total y de broza, y reducción de la supervivencia de plántulas, tanto de especies arbóreas como de otras formas de vida (Adámoli et al. 1990, Jones 2000, Yates et al. 2000, Angassa y Oba 2010). Estos cambios en la estructura generan una cascada de cambios en las características físicas, químicas y biológicas de los suelos, y en procesos ecosistémicos como el drenaje o el ciclaje de C y N (van de Koppel et al. 2002, Asner et al. 2003). Muchas veces, los cambios en los ciclos biogeoquímicos inducidos por el pastoreo retroalimentan los cambios en la estructura de la vegetación, configurando un círculo vicioso muy difícil de revertir (Golluscio et al. 2009).

Es esperable que el sobrepastoreo reduzca el contenido hídrico del suelo, debido a que, al generar compactación y mayor exposición de suelo desnudo, disminuye la infiltración y aumenta la escorrentía, la erosión, la temperatura de superficie y la evaporación (Branson y Reid 1981, Bremer et al. 2001). El efecto del pastoreo sobre el contenido hídrico del suelo es mayor en superficie que en profundidad (Twerdoff et al. 1999) y por lo tanto afecta más a las especies herbáceas, de raíces más superficiales, que a las leñosas, de raíces más profundas. Por otra parte, áreas ubicadas bajo cubierta vegetal almacenan significativamente más agua en el suelo y son más productivas que áreas descubiertas (Breshears et al. 1997, Breshears et al. 1998, Ludwig et al. 2005).

El sobrepastoreo reduce el contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) del suelo (Abril y Bucher 1999, Golluscio et al. 2009, Raiesi y Riahi 2014). El principal reservorio de C y N orgánico en ecosistemas terrestres es la materia orgánica (MO). La MO determina la fertilidad a través del ciclado de nutrientes y afecta la estructura, la retención hídrica y la productividad primaria (Tiessen et al. 1994, Labrador 2012). Las principales ganancias de MO en sistemas bajo pastoreo provienen de la descomposición de la broza y las excretas, y las principales pérdidas provienen de la mineralización y lixiviación de C y N (Schlesinger 1997). La productividad primaria y la fijación biológica constituyen

importantes flujos directamente vinculados con la acumulación de C y N respectivamente. A su vez, la disponibilidad de N, junto con la disponibilidad de agua y la temperatura, ejercen controles indirectos sobre la acumulación de C al ser determinantes de la productividad primaria neta (PPN) (Piñeiro et al. 2010). El pastoreo puede afectar las reservas de C y N de manera directa, reduciendo la PPN y la proporción de esa productividad que llega al suelo como broza, debido al consumo, y de manera indirecta, modificando la composición florística y la fisonomía de la comunidad, aumentando la relación C/N de la broza y de las fracciones lábiles de la materia orgánica, y limitando la actividad biológica del suelo, debido a la menor porosidad y disponibilidad de agua y aire por compactación (Piñeiro et al. 2010).

En ambientes semiáridos degradados la disponibilidad de nutrientes y la cobertura vegetal suelen ser bajas y, debido a esto último, la disponibilidad de luz es elevada. En contraposición, en sistemas no degradados la disponibilidad de nutrientes suele ser alta y también la biomasa y la cobertura vegetal, limitando la incidencia de luz en los estratos inferiores al ser interceptada por la propia biomasa. Según la hipótesis de relación nutrientes–luz (*nutrient–light ratio hypothesis*, Tilman 1988), en ciertos sistemas donde el suelo es inicialmente pobre en nutrientes, tales como el nitrógeno, éstos se pueden acumular a lo largo de la sucesión ecológica, generando incrementos en la biomasa vegetal y en consecuencia aumentos en la limitación por luz. De acuerdo con ello, a lo largo de un gradiente de biomasa creciente existiría un gradiente de disponibilidad creciente de nutrientes y decreciente de luz. En cada punto a lo largo del gradiente, las diferencias en la disponibilidad relativa de recursos determinarán diferencias en la dominancia y abundancia relativa de las especies de acuerdo a su habilidad competitiva relativa por luz y por nutrientes. En el extremo donde limitan los nutrientes, dominarán especies con mayor asignación de recursos a raíces, mejores competidoras por recursos subterráneos, y en el extremo donde limita la luz, dominarán especies con mayor asignación de recursos a tallos de leñosas (truncos), mejores competidoras por luz (Tilman 1994). Así, las limitaciones para el crecimiento vegetal probablemente sean menores (y las tasas de crecimiento mayores) a niveles intermedios del gradiente, donde la disponibilidad de ambos recursos favorecerá a las especies con mayor asignación de recursos a órganos fotosintéticos (ver: Seastedt y Knapp 1993, Poorter 1999). Con respecto al agua, limitante natural en sistemas semiáridos ligada principalmente a las pérdidas por evaporación directa y también al escurrimiento superficial (Noy–Meir 1973, Magliano et al. 2015a), será más limitante en el extremo de menor cubierta vegetal, y su escasez estará amortiguada donde hay una mayor cobertura arbórea. De este razonamiento se desprende, además, que los recursos disponibles determinan y están determinados por la fisonomía y composición de la comunidad vegetal y pueden cambiar con el tiempo como consecuencia de esa interacción.

En situaciones de degradación extrema, los cambios arriba mencionados pueden conducir a la superación de umbrales de degradación (Westoby et al. 1989), tanto bióticos (ej. competencia con arbustos; Ratajczak et al. 2014) como abióticos (ej. escasez de agua; Holmgren y Scheffer 2001). Cabe mencionar que durante casi todo el siglo XX la presión de pastoreo era considerada el principal control de las dinámicas de la vegetación, asumidas como reversibles, de acuerdo al modelo sucesional clásico (Sampson 1919). Ese modelo fue cuestionado para los ecosistemas de zonas áridas y semiáridas, cuyas dinámicas se encuentran fuertemente controladas por factores abióticos estocásticos como la marcada variabilidad de las lluvias y la elevada heterogeneidad espacial. El modelo alternativo propuesto fue el de estados, transiciones y umbrales (Westoby et al. 1989), que planteó estrategias oportunistas para lidiar con

ambientes heterogéneos e incluso para promover transiciones del sistema hacia estados estables alternativos. Dichas estrategias se basan en la combinación de ciertas condiciones ambientales y acciones de manejo, como la carga animal variable, la movilidad del ganado y el descanso del pastoreo.

1.2 La clausura estacional como estrategia de restauración

El establecimiento de clausuras, donde el pastoreo se excluye durante la estación de lluvias, es una estrategia de restauración crecientemente utilizada en regiones semiáridas (Mwilawa et al. 2008, Verdoodt et al. 2010). Las clausuras permiten otorgar descansos a la vegetación, mejorar su cobertura, aumentar la producción de forraje y diferirlo a la estación seca (Mwilawa et al. 2008). Por ejemplo, en regiones semiáridas del este de África, las clausuras estacionales se implementan en áreas de uso comunal, previamente sujetas a pastoreo continuo. En algunas de estas clausuras se han evaluado los efectos generados por el descanso sobre la vegetación y el suelo. Con respecto a la vegetación, las respuestas al descanso en el estrato herbáceo fueron rápidas, aumentando la cobertura, la productividad y la calidad de gramíneas forrajeras nativas (Mwilawa et al. 2008, Yayneshet et al. 2009, Verdoodt et al. 2010). La recuperación de las gramíneas nativas se produjo en ese caso a partir de coberturas prácticamente nulas, lo cual resalta la importancia del banco de semillas del suelo (más rico en gramíneas que en leñosas) (Mengistu et al. 2005) y su capacidad *buffer* para la recuperación (Tessema et al. 2012). En las especies leñosas se observaron aumentos en la densidad de plántulas de árboles palatables en clausuras estacionales de cinco años (Hayashi 1996) y aumentos posteriores en la densidad de árboles jóvenes que escapan al pastoreo (Angassa y Oba 2010). Con respecto a las especies arbustivas, se observaron aumentos en la densidad de especies del género *Acacia* que podrían perjudicar al componente herbáceo en caso de superarse ciertos umbrales de cobertura de leñosas arbustivas (Scholes y Archer 1997, Richter et al. 2001). Con respecto a los suelos, se observaron cambios en algunas propiedades físicas, químicas y biológicas. Respecto a las físicas, se reportaron reducciones de la densidad aparente y aumentos de la porosidad total del horizonte superficial en clausuras jóvenes (4 meses a 2 años). Estos cambios responderían al humedecimiento y secado del suelo en ausencia de pisoteo y a la creación de bioporos por las raíces de gramíneas (Drewry 2006). Respecto a las propiedades químicas y biológicas, los cambios reportados son más lentos (más de 6 años) y aparecen asociados a los cambios en la cantidad y calidad de broza aportada por la vegetación. En clausuras de 5 años, Descheemaeker et al. (2006) observaron que el aumento en la cobertura vegetal generado por el descanso determinó aumentos en la cantidad de broza aportada al suelo y que el tipo de especie presente determinó la cantidad y calidad de la broza y la velocidad de descomposición. Especies pioneras características de estadios tempranos de la sucesión mostraron aportes de broza escasos pero de alta calidad (menor relación C/N y Lignina/N) y en consecuencia rápida descomposición, mientras que especies tardías mostraron elevados aportes de broza pero de menor calidad y en consecuencia menor tasa de descomposición. En clausuras de 6 años, Verdoodt et al. (2009) encontraron reducciones en la densidad aparente y aumentos en el contenido de N total y en el de C y N microbiano con respecto a áreas bajo pastoreo continuo. Similares resultados hallaron Raiesi y Riahi (2014), quienes constataron mayor actividad microbiana, mineralización y descomposición, y observaron además un efecto del tipo de cobertura dominante sobre la calidad del sustrato, la actividad biológica y el contenido de nutrientes del suelo.

1.3 La degradación en el Chaco semiárido

El Chaco es una de las regiones cubiertas por vegetación leñosa más extensas del mundo, la segunda en América, luego del Amazonas (Eva et al. 2004). En dicha región los suelos están naturalmente bien provistos de nutrientes, en gran medida debido al alto contenido de fósforo en el material original sumado al efecto protector del bosque y a la abundancia de especies leguminosas (Morello et al. 2012). Sin embargo, el sobrepastoreo, la tala y la deforestación, ocurridos en el último siglo y en particular durante las últimas décadas, modificaron la fisonomía y composición del bosque y la estructura y fertilidad de los suelos. A escala de paisaje, bosques y sabanas fueron reemplazados por cultivos agrícolas, arbustales y bosques en diferente estado de degradación (Morello et al. 2006). La tala redujo principalmente las poblaciones de quebracho colorado (*Schinopsis spp.*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), especies arbóreas dominantes del bosque maduro. El sobrepastoreo redujo la cobertura herbácea, eliminándola casi por completo. A fines del S. XX la degradación del estrato herbáceo afectaba a toda la región, llegando en las áreas más degradadas a un estado tal que sólo se observaban pastos en estado reproductivo bajo la protección de cactáceas o arbustos densos (Adámoli et al. 1990). La mayor degradación del suelo se concentraba en áreas de 500–700 m de diámetro alrededor de aguadas y corrales (Adámoli et al. 1990). La combinación del sobrepastoreo y la exposición a condiciones ambientales adversas (como sequía y alta temperatura), redujeron también la regeneración arbórea, principalmente de quebracho colorado (cuyas plántulas son muy palatables) pero también de quebracho blanco (Costanza y Neuman 1997). En contraposición, la cobertura de arbustos se incrementó, debido a una combinación de factores: mayor disponibilidad de luz en superficie (debida a la menor cobertura), diseminación de frutos escarificados por el ganado, supresión del fuego (debida a la menor biomasa herbácea) y competencia asimétrica por agua en horizontes superficiales entre arbustos y pastos (Adámoli et al. 1990, Cavagnaro y Passera 1991). El arbustal, podría en ciertos casos constituir un nuevo estado estable, diferente al original (Westoby et al. 1989, Asner et al. 2004).

Actualmente, el bosque del Chaco semiárido es muy heterogéneo en fisonomía y composición de la vegetación. A partir de estas características se distinguen al menos tres tipos de parche (Tálaro y Caziani 2003, Bonino y Araujo 2005, Brassiolo 2005, Guzmán 2017): (i) arbustal, dominado por especies pioneras arbustivas, (ii) bosque bajo (o bosque en regeneración) dominado por especies pioneras del estrato arbóreo inferior, y (iii) bosque alto (o bosque maduro) dominado por especies del estrato arbóreo superior. Según la teoría propuesta por Tilman (1988), en arbustales del Chaco semiárido limitarían el agua y los nutrientes, en bosques maduros la luz, y en bosques en regeneración las limitantes aparentemente serían menores que en los anteriores, especialmente para la vegetación del sotobosque. En bosques chaqueños en regeneración, Tálaro y Caziani (2003) encontraron mayor densidad de plántulas y mayor riqueza de plántulas y adultos de leñosas que en bosques maduros y arbustales. En bosques maduros, estos autores encontraron valores intermedios de regeneración y riqueza. En arbustales, la densidad y riqueza de plántulas de leñosas fue menor que en los otros dos tipos de bosque, probablemente debido a su menor disponibilidad de agua y nutrientes.

En el Chaco semiárido, la actividad biológica, el ciclado y la disponibilidad de nutrientes difieren entre los distintos tipos de parche. Abril et al. (1993) hallaron mayor actividad biológica y contenido de MO y N en parches con árboles y buena cobertura de

gramíneas que en arbustales y áreas con elevada proporción de suelo desnudo. Estos autores atribuyen las diferencias a la severa insolación y pérdida de humedad en áreas más expuestas y a la cantidad de la broza aportada, más que a su calidad. En efecto, parches de bosque con cobertura de *Aspidosperma sp.* y *Prosopis sp.*, cuya broza difiere en calidad (C/N = 24 y 14 respectivamente), mostraron similar actividad biológica (Abril et al. 1993). Adicionalmente, el tipo de parche o cobertura leñosa dominante, podría mediar los efectos del pastoreo sobre la broza y sobre el contenido de C y N del suelo (Smith et al. 2012). A pesar de su importancia, en el Chaco aún no se cuenta con estudios sistemáticos acerca del efecto del pastoreo sobre distintos tipos de parche y mucho menos acerca del efecto de los descansos.

La efectividad de la clausura en parches leñosos con diferente nivel de degradación prácticamente no ha sido estudiada en regiones semiáridas. Los efectos de la clausura en diferentes parches de vegetación leñosa sobre la vegetación del sotobosque y sobre los factores bióticos y abióticos determinantes del potencial de regeneración herbácea, constituyen los ejes centrales de los capítulos 2 y 3 de esta tesis. La hipótesis general es que el nivel de degradación del dosel condicionará la efectividad de la clausura estacional, debido a que las diferencias en el estrato leñoso dominante impondrán diferencias en la disponibilidad de recursos del sotobosque, controlando así las respuestas de la vegetación herbácea al descanso del pastoreo.

1.4 La degradación en sistemas socio–ecológicos

Diversos factores de orden social en interacción otros de orden ecológico (o ambiental) ejercen fuerte control sobre los procesos de degradación de los agroecosistemas. Interacciones recíprocas entre la sociedad y el ambiente fueron reportadas en muchos casos, por ejemplo para regiones secas pastoriles de África por Sinclair y Fryxell (1985) y en general por Reynolds et al. (2007). Por un lado, las actividades antrópicas modifican la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Por otro, las dinámicas naturales y los cambios que se producen en los ecosistemas condicionan las actividades sociales. Estas interacciones implican adaptaciones y cambios constantes en ambos subsistemas, social y ecológico (Salas–Zapata et al. 2012). Justamente por ese motivo se postula que los agroecosistemas son sistemas complejos adaptativos, que se diferencian de otros sistemas por incluir un nivel de incertidumbre mucho más elevado.

El estudio de las interacciones sociedad–naturaleza excede el alcance de una disciplina particular, ya sea ésta de las ciencias sociales o naturales, y requiere su integración mediante estudios interdisciplinarios y enfoques sistémicos (Alrøe y Kristensen 2002, Redman et al. 2004, Galafassi 2005, Liu et al. 2007, Moran 2010). Las ciencias ambientales en general (Fernández y Semmartin 2017) y la agroecología como transdisciplina científica en particular (Wezel et al. 2009), abordan ese terreno, alarmadas por acuciantes problemas de insustentabilidad (ej. Daily y Ehrlich 1992, Rockström et al. 2009).

Durante las últimas dos décadas, ha crecido el desarrollo de marcos orientados al estudio de problemas socio–ambientales complejos. Estos marcos difieren entre sí en múltiples características, como: objetivos, campos de aplicación, procedencia disciplinaria, marco teórico, lenguaje, escala espacial, dinámica temporal y conceptualización de los subsistemas social y ecológico y de sus interacciones (Binder et al. 2013). En relación a estas últimas, numerosos marcos analizan cómo las acciones humanas afectan al sistema ecológico o viceversa, pero sólo algunos analizan las

interacciones recíprocas entre ambos sistemas (varios autores en: Binder et al. 2013). Otra cualidad diferencial radica en que algunos marcos se orientan al análisis y otros a la acción, es decir, fueron desarrollados para intervenir sobre los sistemas socioecológicos estudiados. Sin embargo, son escasos los marcos que permiten abordar interacciones recíprocas y que además se orientan a la acción (ninguno de los revisados por Binder et al. 2013).

La necesidad de transformar la realidad (acción), de resolver problemas socio-ambientales complejos, ha abierto el debate en el ámbito académico sobre las diferentes posturas que puede adoptar la ciencia frente a estas problemáticas (Turnhout et al. 2013, van der Hel 2016). En particular, se cuestiona la amplia brecha entre los ámbitos de producción y utilización del conocimiento, y se propone una aproximación que integre las diferentes formas de conocimiento y las percepciones de los actores interesados, es decir, de aquellos cuyas decisiones son determinantes de la realidad a transformar.

En el ámbito de la agroecología, se han desarrollado marcos participativos de análisis multi-criterio que integran indicadores mixtos (cualitativos, cuantitativos) de diferentes dimensiones (social, ecológica, productiva). Uno de los más difundidos es el Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de recursos naturales Mediante Indicadores de Sustentabilidad (MESMIS, López-Ridaaura et al. 2002). Este marco permite a investigadores y agricultores evaluar si un agroecosistema es más o menos sustentable y en función de ello proponer cambios para orientarlo hacia una mayor sustentabilidad. Sin embargo, dicho marco suele ser insuficiente para comprender los mecanismos y dinámicas subyacentes. Con ese fin, se ha propuesto el uso de marcos teóricos y metodológicos desarrollados para el estudio de sistemas complejos, los cuales permiten analizar las interacciones sociedad-naturaleza de forma participativa (García 2006, Salas-Zapata et al. 2012, Polanco-Echeverry y Ríos-Osorio 2015). Estos marcos incluyen la modelación y el análisis integrado de datos (u observables) y percepciones de actores vinculados de manera directa o indirecta con un proceso central bajo estudio (por ejemplo, la degradación). Dicho análisis involucra factores y procesos de distintas dimensiones (sociales y ambientales) y escalas (espaciales y temporales).

En el Chaco semiárido, predominan los elevados niveles de pobreza, la tenencia precaria de la tierra y el escaso acceso a tecnologías apropiadas (CNA 2002), factores de orden social que predisponen la degradación (MAE 2005). Estos factores determinan el tipo de pastoreo (continuo), la estructura y composición del bosque (debido a la extracción selectiva de madera) y la dificultad de introducir alambrados o clausuras (debido a la limitación económica). Al mismo tiempo, otros factores de orden tecnológico, productivo, económico e institucional, favorecerían los cambios en el uso de la tierra (principalmente agriculturización e intensificación ganadera; varios autores en Román et al. 2016) que incrementan la presión sobre el bosque remanente.

Las interacciones sociedad-naturaleza que condicionan la degradación podrían condicionar el potencial de la clausura como estrategia de restauración. A pesar de su importancia, las interacciones entre factores y procesos (ecológicos, productivos, económicos, culturales, institucionales) vinculados a la degradación, no han sido estudiadas en bosques comunales del Chaco semiárido. Estos aspectos constituyen los ejes centrales del capítulo 4 de esta tesis, capítulo con el cual se espera además aportar al desarrollo de marcos de investigación que contribuyan a resolver problemas de degradación en agroecosistemas habitados por personas.

El OBJETIVO GENERAL de esta tesis fue evaluar el potencial de la clausura como estrategia de restauración en bosques heterogéneos comunales del Chaco semiárido argentino. Los OBJETIVOS ESPECÍFICOS fueron:

- 1) Analizar los efectos de la clausura estacional sobre la cobertura y la productividad de la vegetación del sotobosque en tres tipos de parche de bosque con creciente nivel de degradación del dosel –bosque maduro, bosque secundario y arbustal– en el Chaco semiárido argentino.
- 2) Analizar los efectos de la clausura estacional y el tipo de parche de bosque sobre algunos factores bióticos y abióticos determinantes del potencial de regeneración herbácea en el Chaco semiárido argentino.
- 3) Analizar los factores y procesos socioecológicos vinculados a la degradación y el potencial de la clausura estacional como estrategia de restauración en bosques heterogéneos comunales del Chaco semiárido argentino.

CAPÍTULO 2

**Efectos de la clausura estacional sobre la vegetación del sotobosque en tres tipos de
parche con creciente nivel de degradación del dosel en el Chaco semiárido**

2.1 Introducción

Las tierras secas de pastoreo cubren un cuarto de la superficie terrestre global (39.000.000 km²) y están habitadas por más de mil millones de pobladores rurales, mayormente pobres (MAE 2005, Reynolds et al. 2007). Estas tierras persisten en condiciones bioclimáticas y edáficas marginales que las hacen particularmente frágiles y así susceptibles a la degradación. El sobrepastoreo, la tala y la deforestación son las principales causas de degradación a nivel global (Hoekstra et al. 2005). En bosques secos, estos procesos coexisten de manera particular vinculados a la expansión agrícola. La deforestación, además de generar cambios ambientales y sociales severos (Mustard et al. 2004, Viglizzo y Jobbágy 2010), desplaza ganado hacia áreas más secas, incrementando la presión sobre tierras más frágiles, menos productivas y frecuentemente degradadas por un pasado de pastoreo continuo y otras actividades antrópicas (Morello et al. 2012). La degradación en tierras secas de pastoreo es un desafío complejo con importantes implicancias ecológicas, productivas y sociales.

La degradación por sobrepastoreo ha sido reportada en numerosas regiones semiáridas de Sudamérica (Adámoli et al. 1990), Norteamérica (Jones 2000), África (Downing 1978), Asia (Mirzabaev et al. 2016) y Oceanía (Yates et al. 2000). El sobrepastoreo reduce la cobertura, densidad y biomasa de pastos (Yaynesht et al. 2009, Verdoodt et al. 2010), aumenta la proporción de suelo desnudo y promueve la arbustización (Van Auken 2009). Estos cambios en la estructura de la vegetación generan una cascada de cambios en los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, reduciendo en muchos casos la humedad (Branson y Reid 1981) y el contenido de nutrientes del suelo (Golluscio et al. 2009). Ello afecta principalmente al horizonte superficial del suelo (Abril y Bucher 1999) y así a la vegetación herbácea de raíces poco profundas.

Hasta hace algunas décadas, el pastoreo era considerado el principal control de las dinámicas de la vegetación en los sistemas pastoriles, asumidas como lineales y reversibles de acuerdo al modelo sucesional clásico (Sampson 1919). Este modelo fue cuestionado para sistemas áridos y semiáridos, en los cuales las dinámicas de la vegetación y del pastoreo se encuentran fuertemente controladas por factores abióticos estocásticos como la variabilidad de las lluvias y por la heterogeneidad espacial. El modelo alternativo de estados, transiciones y umbrales (Westoby et al. 1989), propuso estrategias oportunistas para lidiar con ambientes heterogéneos e incluso para promover transiciones del sistema hacia estados estables alternativos. Dichas estrategias se basan en la combinación de ciertas condiciones ambientales y acciones de manejo, como la carga animal variable, la movilidad del ganado y el descanso del pastoreo.

El establecimiento de clausuras, donde el pastoreo se excluye durante la estación de lluvias, es una estrategia de restauración crecientemente utilizada en regiones semiáridas. La clausura estacional genera efectos positivos, tanto ecológicos como productivos, en diferentes escalas temporales. En el corto plazo, provee alimento al ganado durante la estación seca (Mwilawa et al. 2008) y, en el mediano a largo plazo, promueve la rehabilitación de la vegetación (Verdoodt et al. 2010). El descanso durante la estación de crecimiento permite la floración y la producción de semillas, enriqueciendo el banco de semillas del suelo (Tessema et al. 2012), como también la producción de biomasa (Oba et al. 2000) y la acumulación de broza (Descheemaeker et al. 2006). En consecuencia, las características físicas, químicas y biológicas del suelo, mejoran en un plazo mayor (Verdoodt et al. 2009, Raiesi y Riahi 2014).

A pesar de los efectos positivos generados por las clausuras, en áreas severamente degradadas la restauración herbácea podría encontrarse obstaculizada por la superación de umbrales de degradación vinculados tanto a factores bióticos (ej. competencia con arbustos; Ratajczak et al. 2014) como abióticos (ej. déficit hídrico; Holmgren y Scheffer 2001). Estos factores se encuentran fuertemente controlados por el tipo de cobertura vegetal dominante, particularmente en bosques heterogéneos. Se sabe que los parches cubiertos por árboles pierden menos agua y son más productivos que aquellos más expuestos (Breshears et al. 1998). Además, el tipo de cobertura dominante determina la cantidad y la calidad de la broza, la actividad biológica, la materia orgánica y el contenido de nutrientes del suelo (Abril et al. 1993, Raiesi y Riahi 2014). A pesar de su importancia, la efectividad de las clausuras estacionales en diferentes parches de bosque ha sido escasamente evaluada.

El principal objetivo de este capítulo fue evaluar los efectos de la clausura estacional sobre la cobertura y la productividad de la vegetación del sotobosque en tres tipos de parche de bosque con creciente nivel de degradación del dosel –bosque maduro, bosque secundario y arbustal– del Chaco semiárido argentino. La **hipótesis** es que a mayor nivel de degradación del dosel será menor la efectividad de la clausura estacional como estrategia de restauración, debido a que las diferencias en el estrato leñoso dominante impondrían diferencias en la disponibilidad de recursos del sotobosque, controlando así las respuestas de la vegetación al descanso del pastoreo. En un experimento de cuatro años, se monitorearon características estructurales de la vegetación en áreas descansadas y abiertas adyacentes en los tres tipos de parche, en cuatro sitios (repeticiones verdaderas) de la provincia de Santiago del Estero, Argentina.

2.2 Materiales y métodos

2.2.1 Área de estudio

El estudio se condujo en los alrededores de la ciudad de Añatuya ($28^{\circ}20' - 28^{\circ}35'$ latitud sur; $62^{\circ}23' - 62^{\circ}42'$ longitud oeste), departamento General Taboada, provincia de Santiago del Estero, Argentina. El área corresponde a la ecorregión del Chaco semiárido (Morello et al. 2012), mayor extensión cubierta por vegetación xerofítica de Sudamérica (REDAF 1999). La precipitación media anual es 640 mm (1912–2012; INTA 2012) y el déficit hídrico medio anual es 300 mm. Las precipitaciones anuales durante el período de estudio fueron 656 mm (2012), 531 mm (2013), 779 mm (2014) y 924 mm (2015), coincidiendo este último año con un evento "El Niño" de alta intensidad. El clima es subtropical, con una estación húmeda durante el período cálido, entre octubre y abril, y una estación seca durante el período frío, entre mayo y setiembre. La temperatura media anual es $20,3^{\circ}\text{C}$, la del mes más frío $16,6^{\circ}\text{C}$ y la del mes más cálido $28,8^{\circ}\text{C}$, con temperaturas máximas en verano de hasta 49°C (Moscuza et al. 2003). El relieve es plano con pendientes menores a 0,5 % y el microrelieve presenta antiguos planos aluviales (paleocauces) de poca extensión, que surcan la planicie dominante. Los suelos en las planicies son Haplustoles énticos de textura franco limosa y los suelos en los paleocauces son de textura más gruesa y son más someros. La vegetación natural guarda estrecha relación con el paisaje, dominando el bosque en las planicies y las abras de pastizal en los paleocauces (Peña Zubiarte y Salazar Lea Plaza 1982).

El bosque natural es un bosque xerofítico semi–caducifolio de cuatro estratos: arbóreo superior, dominado por *Schinopsis lorentzii* (quebracho colorado santiagueño) y

Aspidosperma quebracho blanco (quebracho blanco); arbóreo inferior, compuesto principalmente por especies del género *Prosopis* (algarrobo); arbustivo, compuesto por especies de los géneros *Acacia*, *Atamisquea*, *Celtis*, *Larrea*, *Prosopis* y *Schinus*; y herbáceo, compuesto por gramíneas megatérmicas principalmente de los géneros *Digitaria*, *Pappophorum*, *Setaria* y *Trichloris*, que coexisten con arbustos bajos de los géneros *Capparis*, *Ephedra* y *Celtis*, dicotiledóneas herbáceas de las familias *Malvaceae*, *Verbenaceae* y *Acanthaceae* y otras plantas de las familias *Bromeliaceae* y *Cactaceae* plants (Brassiollo et al. 1993).

Desde principios del siglo XX, el pastoreo continuo y la tala para madera, taninos y carbón, transformaron el paisaje natural de bosques secos, sabanas y pastizales en una matriz aun más heterogénea de bosques degradados, bosques secundarios y arbustales, con un estrato herbáceo severamente degradado. Durante las últimas dos décadas, la degradación se exacerbó con la deforestación para la expansión agrícola y la intensificación ganadera en áreas remanentes. Actualmente, en la mayoría de las tierras pastoriles la cobertura de gramíneas es menor a 2 % y la productividad primaria neta aérea (PPNA) es menor a 100 kg MS ha⁻¹ año⁻¹, lo que implica una reducción de la capacidad de carga potencial de 4 – 5 ha UG⁻¹ a 20 – 40 ha UG⁻¹ (UG: unidad ganadera, equivalente a una vaca de 400 kg que cría un ternero por año) (Adámoli et al. 1990, Kunst et al. 2006). Por su parte, el estrato leñoso es muy heterogéneo, al coexistir parches con diferente nivel de degradación del dosel (Morello et al. 2012).

2.2.2 Niveles de degradación del dosel

El estudio se llevó a cabo sólo en las planicies (naturalmente cubiertas por bosque), donde al menos tres tipos de parche con creciente nivel de degradación del dosel fueron descriptos (Tálamo y Caziani 2003, Bonino y Araujo 2005, Brassiollo 2005, Guzmán 2017):

- (1) Bosque maduro o “bosque de dos quebrachos”, dominado por el estrato arbóreo superior, ocupa áreas que eventualmente fueron parcialmente aprovechadas para madera, taninos y carbón, hace casi un siglo;
- (2) Bosque secundario o “algarrobal”, dominado por especies del estrato arbóreo inferior, se desarrolla en áreas donde la agricultura, principalmente el algodón, fue abandonada hace aproximadamente tres décadas;
- (3) Arbustal o “fachinal”, prácticamente sin árboles, ocupa áreas severamente degradadas debido a combinaciones variables de pastoreo continuo, fuego antrópico recurrente, tala selectiva y agricultura.

Estas diferencias en el estrato leñoso dominante imponen diferencias en la disponibilidad de recursos del sotobosque: a medida que la degradación del dosel aumenta, la humedad del suelo, la materia orgánica y la broza disminuyen (Abril y Bucher 1999) y la radiación incidente a nivel del suelo aumenta (Brassiollo y Guzmán, *datos no publicados*).

2.2.3 Diseño experimental y métodos

Para evaluar los efectos de la clausura estacional sobre la vegetación del sotobosque en los tres tipos de parche, se realizó un experimento factorial entre 2011 y 2015 en cuatro

sitios (repeticiones verdaderas) ubicados en los alrededores de la ciudad de Añatuya. Se utilizó un diseño en bloques completos al azar (BCA) para asignar las parcelas principales “manejo del pastoreo” (dos niveles: con descanso y continuo, dentro de cada sitio) con parcelas divididas para las subparcelas “tipo de parche” (tres niveles: bosque maduro, bosque secundario y arbustal), dentro de cada nivel de pastoreo.

2.2.4 Cobertura y productividad de la vegetación del sotobosque

En cada uno de los cuatro sitios, distanciados a 20 kilómetros entre sí, se identificaron dos áreas adyacentes y similares entre sí y en una de ellas se estableció al azar una clausura de 10 hectáreas en noviembre de 2011. Las clausuras fueron descansadas durante las estaciones de crecimiento subsiguientes (entre octubre y abril) y las áreas abiertas adyacentes permanecieron bajo pastoreo continuo. Las áreas abiertas se tomaron como situación de referencia para evaluar la efectividad de restauración, dada la ausencia de sitios de referencia no disturbados, los cuales podrían ser considerados ideales (Ruiz-Jaen y Aide 2005). Los criterios de selección fueron similitud de posición en el paisaje (planicies), tipo de suelo (serie Añatuya), uso actual (pastoreo continuo, sin uso agrícola en las últimas tres décadas), especies de ganado doméstico (bovinos y caprinos), carga ganadera (aproximadamente 5 ha UG⁻¹), distancia a la aguada (300 – 600 m) y cobertura de pastos (menor a 2 %). En cada clausura y en cada área abierta adyacente, numerosos parches homogéneos (n = 10) fueron clasificados en base a la estructura del componente leñoso (densidad y cobertura de árboles y arbustos) siguiendo la metodología propuesta por Thren et al. (1993) para el Chaco semiárido. Luego, tres parches de 1.000 m² fueron seleccionados al azar, entre aquellos previamente clasificados, uno por tipo de parche: bosque maduro, bosque secundario y arbustal.

La cobertura de pastos, arbustos bajos, broza y suelo desnudo, fue estimada con el método de coberturas del canopeo (“*Canopy-coverage method*”; Daubenmire 1959). Tres transectos permanentes de 10 m de longitud, fueron ubicados al azar en cada parcela en noviembre de 2011. A lo largo de cada transecto, la cobertura se estimó visualmente en 10 marcos metálicos de 0,2 m x 0,5 m (0,1 m²) ubicados a intervalos regulares, al final de la estación de crecimiento (abril). La productividad de pastos y arbustos bajos fue estimada mediante cosechas de biomasa en abril, cortando a 5 cm sobre el nivel del suelo toda la biomasa en pie enraizada dentro de un área de 1 m x 10 m (10 m²) en cada parcela. Se asume que el pico máximo de biomasa acumulada es un buen estimador de la PPNA, debido a que la productividad en este sistema es marcadamente estacional (Sala y Austin 2000). Dichas estimaciones fueron repetidas durante 4 años consecutivos (en abril de 2012, 2013, 2014 y 2015) a partir del establecimiento de las clausuras.

El análisis estadístico (usado para evaluar variaciones de cobertura y productividad a lo largo del experimento) se realizó mediante análisis de varianza con medidas repetidas en el tiempo (rmANOVA), con “manejo del pastoreo” como efecto principal y “tipo de parche” y año de muestreo como efectos secundarios, usando paquetes estadísticos STATISTICA e INFOSTAT. La correlación entre cobertura y biomasa de pastos y arbustos bajos, se analizó mediante análisis de regresión lineal con el método de los mínimos cuadrados, con datos de los últimos tres años (2013, 2014 y 2015) y de los tres tipos de parche, usando el programa GRAPHPAD PRISM versión 7 para Windows.

2.3 Resultados

2.3.1 Cobertura de la vegetación del sotobosque

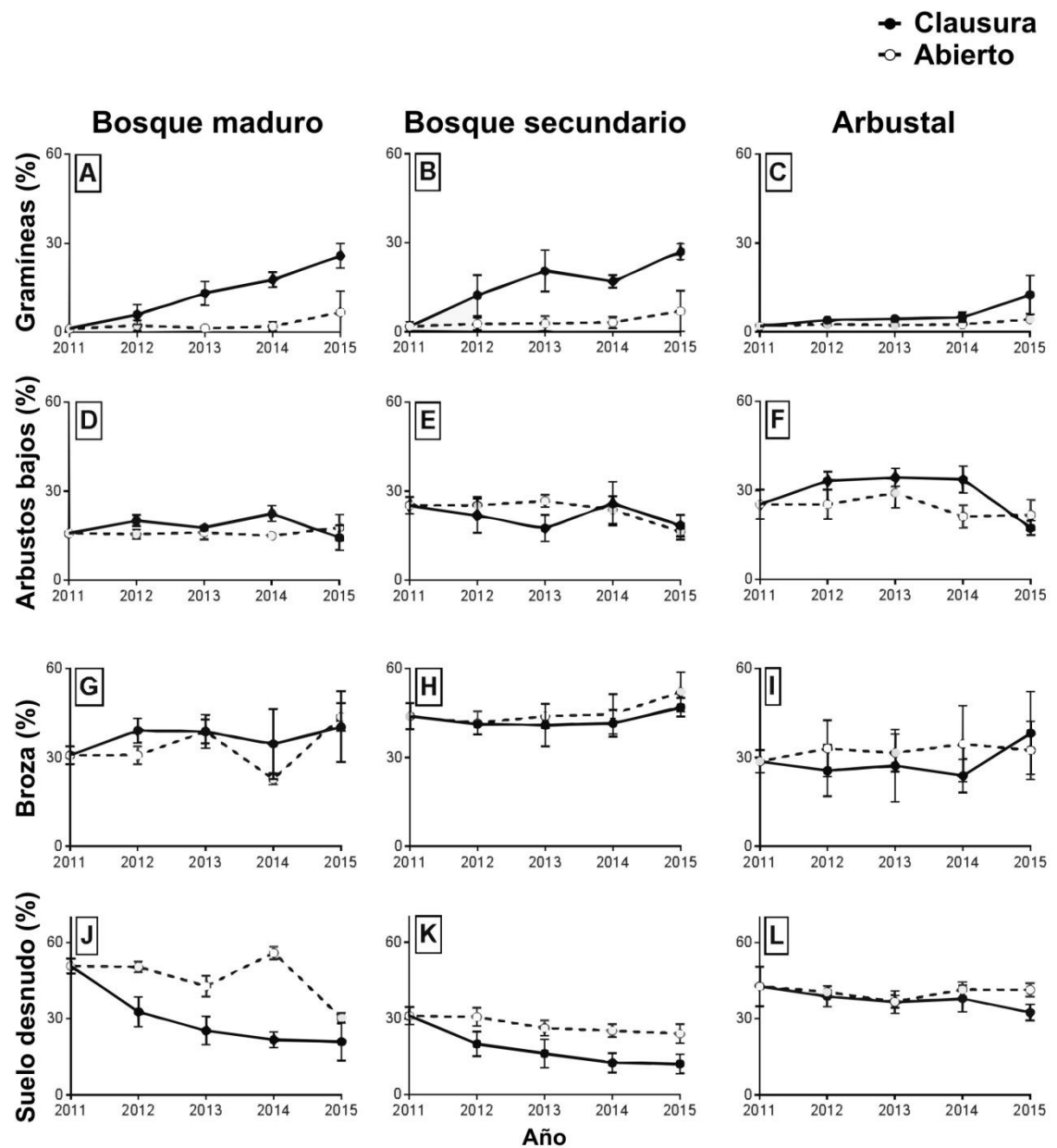
La cobertura de pastos fue mayor ($P < 0,05$) en clausuras que en áreas abiertas adyacentes en parches de bosque maduro y secundario, pero no difirió entre tratamientos de pastoreo en parches de arbustal (Tabla 1, $G \times F$: interacción significativa) (Figura 1 A, B, C). En ambos bosques (maduro y secundario) la cobertura de pastos aumentó desde la primera estación de crecimiento con descanso del pastoreo, con diferencias significativas desde el segundo hasta el cuarto año desde el establecimiento de las clausuras (Tabla 1, $Y \times G$: interacción significativa). Dentro de las clausuras de bosque maduro y secundario, la cobertura de pastos aumentó de $3 + 3 \%$ a $28 + 5 \%$ luego de cuatro años consecutivos con exclusión del ganado durante la estación de lluvias. Durante los dos primeros años, dicho aumento fue mayor en el bosque secundario que en el maduro y como consecuencia la cobertura media de pastos fue levemente mayor en el primero. Los arbustales descansados mostraron una cobertura de pastos aproximada de $4 + 3 \%$, sin cambios significativos desde el establecimiento de las clausuras; sólo se observó una tendencia de aumento durante el año 2015, excepcionalmente lluvioso (Figura 1 C). Las áreas bajo pastoreo continuo mostraron una cobertura media de pastos de $3 + 9 \%$, sin diferencias entre tipos de parche ($F = 0,29$; $P = 0,74$).

La cobertura de arbustos bajos aumentó al aumentar la degradación del dosel, de 17% en bosques maduros a 22% en bosques secundarios y 27% en arbustales ($F = 10,07$; $P < 0,0001$) (Figura 1 D, E, F). La cobertura de arbustos bajos no se vio afectada por la clausura estacional y disminuyó significativamente sólo en 2015 con respecto al año anterior ($F = 2,88$; $P < 0,05$). La cobertura de broza se vio afectada sólo por el año, aumentando en 2015, sin efectos del descanso del pastoreo ni del tipo de parche (Figura 1 G, H, I). La proporción de suelo desnudo fue significativamente menor dentro de las clausuras que en áreas abiertas adyacentes en bosques secundarios ($F = 17,43$; $P = 0,0002$) y maduros ($F = 26,57$; $P = < 0,0001$) pero no en arbustales ($F = 2,95$; $P < 0,0962$) (Tabla 1, $G \times F$: interacción significativa) (Figura 1 J, K, L), y menor en bosques secundarios que en los otros dos tipos de parche ($F = 22,68$; $P = < 0,0001$).

Cuadro 2.1. Resultados del rmANOVA de los efectos del manejo del pastoreo, el tipo de parche de bosque y el año sobre la cobertura y la productividad de la vegetación del sotobosque.

Variable	Pastoreo (G)		Bosque (F)		F x G		Año (Y)		Y x G		F x Y		F x Y x G	
	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
<i>Cobertura (%)</i>														
Pastos	18.29	0.0052	5.64	0.0188	4.60	0.0330	21.69	<0.0001	7.56	0.0018	1.01	0.4321	0.81	0.5719
Arbustos bajos	0.50	0.5026	4.20	0.0414	0.64	0.5465	8.02	0.0013	4.05	0.0231	3.08	0.0153	2.78	0.0252
Broza	0.03	0.9596	1.18	0.3561	0.23	0.8020	6.70	0.0066	0.03	0.9930	0.12	0.9921	1.00	0.4449
Suelo desnudo	34.88	0.0020	39.72	<0.0001	10.56	0.0034	4.61	0.0177	1.12	0.3716	3.72	0.0070	1.09	0.3885
<i>PPNA (Kg MS ha⁻¹ año⁻¹)</i>														
Pastos	84.75	<0.0001	6.24	0.0139	3.76	0.054	17.14	0.0003	8.90	0.0043	3.22	0.0298	3.32	0.0268
Arbustos bajos	0.02	0.8988	0.38	0.6929	0.02	0.9837	6.88	0.0102	0.03	0.9670	3.76	0.0164	0.04	0.9971

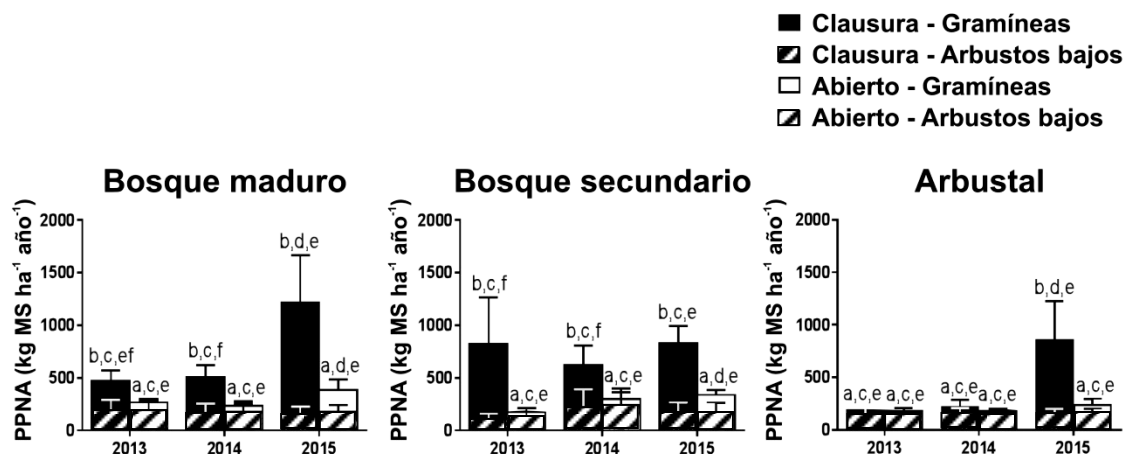
Figura 2.1. Cobertura de pastos (A, B, C), arbustos bajos (D, E, F), broza (G, H, I) y suelo desnudo (J, K, L) en áreas abiertas bajo pastoreo continuo (círculos vacíos, líneas discontinuas) y en clausuras estacionales (círculos llenos, líneas continuas) para un período de cuatro años (2011–2015) desde el establecimiento de las clausuras en tres tipos de parche de bosque (bosque maduro, bosque secundario y arbustal) en el Chaco semiárido. Las barras representan el desvío estándar.



2.3.2 Productividad de la vegetación del sotobosque

La productividad de pastos mostró interacciones significativas entre tratamientos de manejo del pastoreo, tipo de parche y año ($Y \times G$, $F \times Y$, $F \times Y \times G$, Tabla 1), mientras que la productividad de arbustos bajos no se vio afectada por el manejo del pastoreo ni por el tipo de parche. La PPNA de pastos fue mayor ($P < 0,05$) dentro de las clausuras que en áreas abiertas adyacentes, tanto en bosques maduros como secundarios. La PPNA de pastos en áreas abiertas degradadas fue cercana a $80 + 70 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Dentro de las clausuras de bosques maduros y secundarios la PPNA promedio fue $600 + 300 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Mientras que el bosque secundario mostró mayor estabilidad en la productividad entre años, el bosque maduro mostró mayor productividad durante el año húmedo, superando los $1.050 + 450 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En contraste, las clausuras de arbustal mostraron elevada variabilidad interanual en la PPNA: aunque la productividad de pastos en las clausuras fue similar a la de las áreas abiertas durante 2013 y 2014, ésta se incrementó repentinamente durante el año extraordinariamente húmedo (2015), igualando en productividad al bosque secundario. La productividad promedio de arbustos bajos fue $170 + 80 \text{ kg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 2.2).

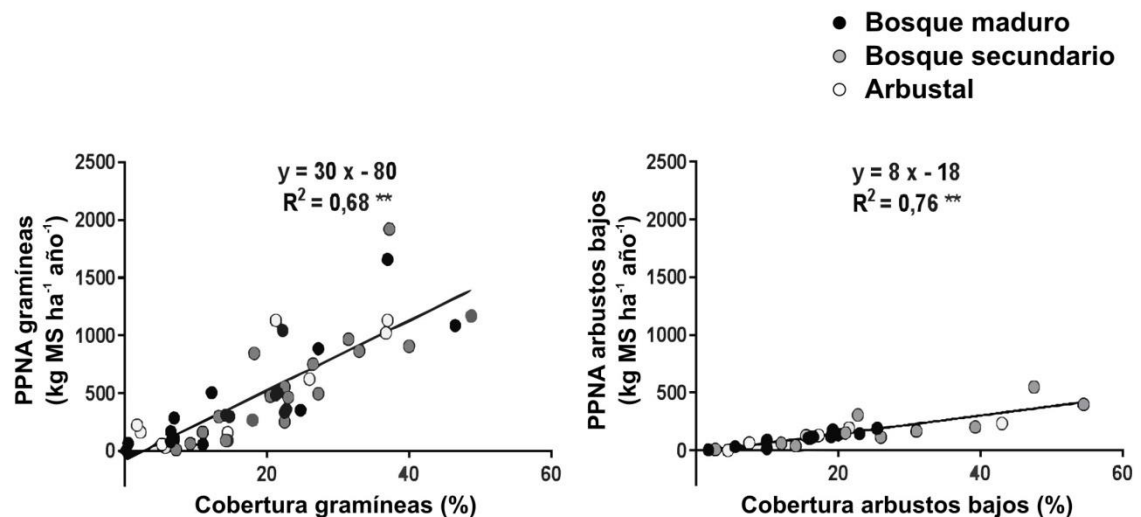
Figura 2.2. PPNA de pastos (relleno liso) y de arbustos bajos (relleno rayado) en áreas abiertas bajo pastoreo continuo (color blanco) y en clausuras estacionales (color negro), desde el segundo hasta el cuarto año desde el establecimiento de las clausuras en tres tipos de parche de bosque en el Chaco semiárido. Las barras representan el desvío estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos de manejo del pastoreo (primera letra: a – b), año (segunda letra: c – d) dentro de cada tratamiento de pastoreo, y tipo de parche (tercera letra: e – f) dentro de cada tratamiento de pastoreo y año.



2.3.3 Correlación cobertura – PPNA

Se encontró una correlación significativa ($P < 0,05$) entre la cobertura y la PPNA tanto de pastos como de arbustos bajos. Debido a que, dentro de cada grupo funcional, las correlaciones en diferentes parches y años fueron muy similares entre sí, las mismas fueron bien descritas por una correlación general para cada grupo (Figura 2.3). La pendiente de esa correlación fue tres veces mayor para los pastos que para los arbustos.

Figura 2.3. Correlación entre la cobertura aérea y la PPNA de pastos nativos (izquierda) y de arbustos bajos (derecha) en bosques heterogéneos del Chaco semiárido. Los datos fueron tomados en clausuras estacionales jóvenes (de dos a cuatro años de antigüedad) en diversos tipos de parche (bosques maduros, bosques secundarios y arbustales: negros, grises y blancos, respectivamente) y en diferentes sitios y años. Se muestra la correlación general entre ambos parámetros (x: cobertura; y: biomasa) y su ajuste correspondiente (R^2). Asteriscos indican significancia en el modelo de regresión (**: $P < 0,05$).



2.4 Discusión

Los resultados encontrados son consistentes con la hipótesis propuesta debido a que la cobertura herbácea respondió positivamente al descanso del pastoreo en ambos bosques (niveles de degradación del dosel bajo e intermedio) pero no en los arbustales (nivel de degradación alto). Según Adámoli et al. (1990), los arbustales en el Chaco podrían constituir un nuevo estado estable diferente al original (bosque seco), generado por el sobrepastoreo, la extracción forestal selectiva y la supresión del fuego. El punto de partida hacia un estado estable dominado por arbustos sería la discontinuidad del estrato herbáceo (por sobrepastoreo) más la escarificación y dispersión de frutos de leñosas por el ganado, los cuales al ser expulsados con las heces se encuentran con buenas condiciones para la germinación. La reducción de la biomasa de pastos reduce la frecuencia de incendios naturales que controlan la abundancia de arbustos. La escasez de agua en los horizontes superficiales es en muchos casos más severa en arbustales, donde la insolación y la evaporación son mayores, que en bosques (Breshears et al. 1998, Abril y Bucher 1999), exacerbando los efectos de la compactación por pisoteo.

sobre la reducción de la infiltración. A medida que la humedad del suelo en el horizonte superficial se reduce, se puede establecer una relación asimétrica de competencia favorable para los arbustos (Cavagnaro y Passera 1991). La dominancia de arbustos, asociada a mecanismos de retroalimentación positiva que la refuerzan, puede impedir la recuperación de los pastos (varios autores en: Laycock 1991, Ratajczak et al. 2014). Así, los arbustales podrían haber superado cierto umbral de degradación, relacionado tanto con interacciones bióticas como con limitaciones abióticas, cuya reversión requeriría no sólo manejo del pastoreo sino también manipulación de la vegetación (por ejemplo, remoción selectiva de arbustos, siembra de gramíneas o uso de cobertura arbórea para modificar las condiciones microambientales) o modificación del ambiente físico (por ejemplo, agregado de barreras de erosión o manipulación de la cobertura del suelo) (Whisenant 1999).

En los bosques, la cobertura herbácea respondió positivamente al descanso del pastoreo, de acuerdo con lo esperado. Sin embargo, dicha respuesta y también la cobertura vegetal total, fueron casi iguales (e incluso levemente superiores) en el nivel de degradación del dosel intermedio (bosque secundario), en comparación con el nivel de degradación bajo (bosque maduro), lo cual no coincide exactamente con nuestra hipótesis. Aun así, ello podría ser explicado a partir de la hipótesis de relación nutrientes–luz (*nutrient–light ratio hypothesis*, Tilman 1988), la cual postula que a lo largo de un gradiente de biomasa decreciente (y probablemente de degradación creciente), la disponibilidad de luz aumenta pero la disponibilidad de recursos edáficos disminuye, y como consecuencia las limitaciones para el crecimiento vegetal en el sotobosque serían menores en el nivel intermedio del gradiente que en cualquiera de los extremos.

La efectividad de la clausura en la restauración de la vegetación del sotobosque podría ser explicada mediante la combinación de los dos modelos discutidos. Según Whisenant (1999), la restauración en niveles de degradación bajos sólo requeriría manejo del pastoreo, debido a que los procesos ecosistémicos son completamente funcionales. En esas condiciones, la hipótesis propuesta por Tilman (1988) parece explicar por qué las mayores respuestas del sotobosque no ocurren en el extremo del gradiente correspondiente al nivel de menor degradación del dosel. A medida que la degradación aumenta, los procesos primarios se pueden ver perjudicados e incluso volver no funcionales, superando ciertos umbrales (Whisenant 1999). A partir de ese punto, una mayor remoción de árboles, en lugar de favorecer a los pastos mediante la liberación de luz, sería perjudicial para ellos al exacerbar la competencia con arbustos y la escasez de agua.

Luego de cuatro años con descansos del pastoreo la condición del pastizal en bosques, tanto maduros como secundarios, fue “buena” (en comparación con valores de referencia reportados en posiciones del paisaje y tipos de vegetación similares en el Chaco; Adámoli et al. 1990, Kunst et al. 2006). La rápida recuperación observada en esas clausuras coincide en gran medida con los resultados de estudios previos de otras regiones semiáridas (Rosenstock 1996, Mwilawa et al. 2008, Angassa y Oba 2010, Verdoodt et al. 2010). Aparentemente, la protección arbórea facilitó el establecimiento de pastos más allá del tipo de cobertura (parche). Bajo la sombra de los árboles, las temperaturas diarias del suelo y el aire son frecuentemente menores durante el verano (estación de crecimiento), reduciendo las pérdidas evaporativas e incrementando la humedad del suelo en horizontes superficiales, donde se encuentran los sistemas radicales de los pastos (Joffre y Rambal 1988). Una vez establecidos, los pastos

permanecen sin ser pastoreados hasta la floración y enriquecen el banco de semillas del suelo (Tessema et al. 2012), mientras que la mayor cobertura (viva y muerta) incrementa la infiltración y crea micrositios más favorables para las plántulas, retroalimentando la recuperación de los pastos (Noy–Meir 1973). Estos resultados son consistentes con la idea de que en regiones semiáridas prevalece un efecto neto de facilitación de los árboles sobre los pastos, principalmente debido a la mitigación del déficit hídrico (Mazía et al. 2016).

Sólo durante un año extremadamente húmedo (2015), la productividad de pastos aumentó también en las clausuras de arbustal. Dicho período coincidió con un evento “El Niño” (ENSO, por sus siglas en inglés) de alta intensidad, cuya ocurrencia incrementa sustancialmente las precipitaciones en ciertas regiones incluyendo nuestra área de estudio. La ocurrencia de estos eventos en combinación con el manejo del pastoreo (o bajas tasas de remoción de biomasa) podrían representar una ventana temporal de oportunidad para iniciar procesos de restauración a partir de estados de escasa biomasa vegetal, como por ejemplo el arbustal (Holmgren y Scheffer 2001). Adicionalmente, ese año húmedo (2015) fue el único en el cual la cobertura de arbustos se redujo en todos los parches de bosque, probablemente debido a que la competencia se tornó favorable para los pastos. Los años normales y secos, con lluvias poco frecuentes, son favorables para los arbustos, ya que éstos poseen acceso (exclusivo en ausencia de árboles) al agua de horizontes del suelo más profundos. De modo contrario, los años húmedos con lluvias más frecuentes son ventajosos para los pastos, los cuales usan el agua rápidamente, antes de que infiltre a los horizontes más profundos, gracias a sus raíces superficiales y fasciculadas y a sus elevadas tasas de crecimiento (Noy–Meir 1973).

La cobertura de arbustos bajos no se incrementó en las clausuras con respecto a las áreas abiertas, contrariamente a lo hallado por Yayneshtet et al. (2009) y Angassa y Oba (2010), quienes reportaron que en sitios del este de África las clausuras incrementaron la densidad y la cobertura de arbustos (tanto plántulas como adultos), especialmente de aquellos más palatables. Los arbustos bajos, principalmente representados en nuestro estudio por dos especies muy palatables (*Castela coccinea* y *Celtis tala*), son importantes recursos forrajeros durante la estación seca (varios autores revisados en ANEXO). Por lo tanto, se hipotetiza que cualquier aumento en los arbustos (si existió) podría haber sido contrarrestado por el pastoreo invernal en las clausuras estacionales (Augustine y McNaughton 2004). En consonancia con ello, para un sitio cercano al de este estudio, se reportó que las cabras pastoreando y ramoneando en altas cargas, pueden mantener a los arbustos en coberturas moderadas, aceptables para el crecimiento de los pastos (Rueda et al. 2012).

En concordancia con trabajos previos en la región chaqueña (Abril et al. 1993), se observó una tendencia a la disminución en la acumulación de broza al aumentar la degradación del dosel, lo que podría conducir a una disminución de la fertilidad y la retención de humedad del suelo, y a un menor establecimiento de plántulas (Abril y Bucher 1999, Verdoodt et al. 2009, Raiesi y Riahi 2014). No se observaron diferencias en la cobertura de broza entre tratamientos de pastoreo, contrariamente a lo hallado por Abril y Bucher (1999), quienes observaron aumentos significativos luego de 8 años de exclusión permanente del pastoreo. Esta discrepancia podría ser explicada por la remoción de biomasa, viva y muerta, por el ganado doméstico durante la estación seca.

Ante la falta de métodos fáciles para estimar la PPNA y el forraje disponible en el Chaco semiárido, se obtuvieron regresiones de cobertura-biomasa para gramíneas (mayormente consumidas por vacas) y arbustos bajos (mayormente consumidos por cabras), ofreciendo a los ganaderos y tomadores de decisión, una herramienta rápida, económica y no destructiva basada en la estimación visual de la cobertura aérea. Regresiones similares han sido desarrolladas previamente en otra región seca por Flombaum y Sala (2007). Las relaciones lineales y el grado de ajuste encontrado ($R^2 = 0,68 - 0,76$) coinciden con los resultados reportados por ellos. Sin embargo, nuestra calibración por grupos funcionales mostró una pendiente más pronunciada para las gramíneas que para los arbustos. Ello se debe probablemente a que en el Chaco, las lluvias ocurren durante la estación cálida, mientras que en el sistema que ellos estudiaron, la estepa árida patagónica, las lluvias ocurren durante la estación fría. Como consecuencia, el crecimiento de las plantas depende más de las precipitaciones actuales que de las pasadas en el Chaco, pero más de las pasadas que de las actuales en la Patagonia.

Los resultados de este capítulo proporcionan información relevante el manejo de sistemas de ganadería mixta, comunes en regiones semiáridas. Las regresiones obtenidas son útiles para diferentes años (húmedos y secos) y tipos de bosque (bosques maduros, bosques secundarios y arbustales) en sintonía con la variabilidad temporal y espacial que caracteriza a los sistemas áridos y semiáridos. Sin embargo, se debe tener en cuenta que las regresiones fueron obtenidas en (y por lo tanto son utilizables para) coberturas relativamente bajas en ambos casos (0 – 40%). Las relaciones lineales son típicas a bajas densidades de plantas (Pyke y Archer 1991), mientras que densidades y coberturas mayores requerirían métodos de estimación diferentes. Más allá de esta limitación, la estimación de la biomasa a partir de la cobertura puede ser extremadamente útil en áreas donde prevalece la baja cobertura debido a la degradación.

2.5 Conclusiones

Este trabajo provee evidencia de campo mostrando que estos arbustales del Chaco constituyen un estado estable, alternativo al bosque original. Este estado severamente degradado, no podría ser restaurado mediante el descanso del pastoreo, incluso cuando ese descanso se produce durante la estación de crecimiento. Sin embargo, los arbustales muestran signos de recuperación cuando el descanso del pastoreo se produce durante la estación de crecimiento de un año extremadamente húmedo. Ello sugiere que la escasez de agua es la principal limitante en la restauración de arbustales.

La degradación de pastizales comunales en regiones semiáridas se debe en gran medida a la falta de manejo, a menudo relacionada con la escasez de información y tecnologías accesibles. Las estimaciones de la disponibilidad de forraje basadas en la cobertura, más su adecuada utilización mediante clausuras, ofrecen una alternativa promisorio para su manejo.

CAPÍTULO 3

Efectos de la clausura estacional y el nivel de degradación del dosel sobre factores bióticos y abióticos determinantes de la regeneración herbácea en el Chaco semiárido

3.1 Introducción

En el capítulo anterior se encontró que la restauración herbácea en clausuras estacionales se halla condicionada por el nivel de degradación del estrato leñoso dominante, probablemente debido a la superación de umbrales de degradación, tanto bióticos como abióticos (Westoby et al. 1989, Whisenant 1999, Ratajczak et al. 2014). En este capítulo se busca comprender algunos mecanismos que explican las respuestas diferenciales a la clausura de los tres tipos de parche con creciente nivel de degradación del dosel. Nos guía la siguiente pregunta: ¿cómo inciden la clausura y el tipo de parche sobre algunos factores bióticos y abióticos determinantes del potencial de regeneración herbácea?

Se sabe que el pastoreo continuo afecta diversos factores abióticos, ya que reduce el contenido de humedad (Branson y Reid 1981, Bremer et al. 2001) y nutrientes del suelo (Golluscio et al. 2009), debido a la compactación por pisoteo y la reducción de la cobertura y la biomasa vegetal (Piñeiro et al. 2010). Asimismo, puede afectar diversos factores bióticos, ya que puede favorecer la arbustización del sistema (Van Auken 2009) y reducir (incluso agotar) el banco de semillas del suelo (Tessema et al. 2012). Estos factores bióticos y abióticos condicionan el potencial de regeneración herbácea, y en situaciones de degradación severa pueden impedir la regeneración autogénica (Whisenant 1999).

La clausura permite rehabilitar la vegetación (Yayneshtet et al. 2009, Verdoodt et al. 2010, CAPÍTULO 2), enriquece el banco de semillas (Tessema et al. 2012) y mejora las propiedades físicas (en el corto plazo), biológicas y químicas (en un plazo mayor) del suelo (Descheemaeker et al. 2006, Drewry 2006, Verdoodt et al. 2009, Raiesi y Riahi 2014). En relación a las mejoras físicas, la regeneración estructural en suelos de texturas francas (15 –35 % arcilla), es el resultado de la combinación de factores abióticos y bióticos (Oades 1993, Denef et al. 2001). Los factores abióticos dependen tanto de la capacidad de expansión y contracción durante los ciclos de humedecimiento y secado como de la composición química del suelo (Oades 1993). Por su parte, los agregados del suelo pueden ser estabilizados biológicamente por la acción del entramado o “binding” debido a la acción de las raíces e hifas de hongos (Tisdall y Oades 1982, Chantigny et al. 1997, Degens 1997, Denef et al. 2002).

Los cambios generados por la clausura aumentan la disponibilidad de propágulos y de recursos para su germinación y supervivencia. En bosques heterogéneos, el estrato dominante ejerce fuerte control sobre la disponibilidad de recursos en el sotobosque, principalmente agua y luz a través del sombreado (Breshears et al. 1998, Abril y Bucher 1999) y nutrientes a través del aporte de broza (hojas, tallos, corteza y otros residuos vegetales) (Abril et al. 1993, Raiesi y Riahi 2014). Así, tanto la cobertura dominante como el manejo del pastoreo con clausuras, pueden ser determinantes del potencial de regeneración herbácea.

El **primer objetivo** de este capítulo fue analizar algunos indicadores de la disponibilidad potencial de recursos edáficos y lumínicos en parches con creciente nivel de degradación (bosque maduro, secundario y arbustal) del Chaco semiárido.

La **hipótesis** es que el estrato leñoso dominante condiciona la disponibilidad de recursos lumínicos y edáficos en el sotobosque, debido al efecto de la cobertura leñosa sobre la radiación y la cantidad de broza aportada al suelo. Se predice que, a mayor degradación

del dosel, la disponibilidad de luz será mayor pero la disponibilidad de carbono y nitrógeno total y la cantidad de broza serán menores.

El **segundo objetivo** de este capítulo fue analizar el efecto de la clausura estacional en diferentes parches leñosos sobre (A) algunas propiedades físicas y químicas y (B) el banco de semillas del suelo.

Como **primera hipótesis**, se postula que en el mediano plazo, la clausura mejorará la condición física del suelo a través de la reducción del pisoteo en la época húmeda y la creación de bioporos originada por el desarrollo y muerte de raíces de gramíneas. Se predice que la condición física del suelo será mejor en clausuras de bosque maduro y secundario que en clausuras de arbustal y en áreas abiertas, y que dentro de las clausuras de los bosques, la condición física será mejor en los micrositios cubiertos por gramíneas que en los de suelo desnudo. Además se predice que, en el mediano plazo, las propiedades químicas del suelo serán similares en clausuras que en áreas abiertas, ya que su respuesta es más lenta que la de las propiedades físicas.

Como **segunda hipótesis**, se postula que el enriquecimiento del banco de semillas del suelo generado en las clausuras, dependerá del tipo de parche de bosque debido a que éste condiciona la restauración del estrato herbáceo de acuerdo a la disponibilidad de recursos. Se predice que la densidad de semillas en el banco será mayor en clausuras que en áreas abiertas de bosques maduros y secundarios, mientras que en arbustales no variará entre clausuras y áreas abiertas.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la ecorregión del Chaco semiárido (Morello et al. 2012), la mayor extensión cubierta por vegetación xerofítica de Sudamérica, con más de 6.000.000 ha de superficie en la provincia de Santiago del Estero (REDAF 1999). En la región de estudio, ubicada en el este-sur de la provincia, la temperatura media anual es 20,3 ° C, la del mes más cálido 28,8 ° C y la del mes más frío 16,6 ° C (Moscuza et al. 2003). La precipitación media anual es 640 mm (1912–2012) (INTA 2012). El déficit hídrico medio anual es de 300 mm. Las lluvias se concentran durante el período cálido, entre octubre y abril. El relieve es plano con pendientes menores a 0,5 % y el microrelieve presenta antiguos planos aluviales (paleocauces) de poca extensión, que surcan la planicie predominante. Los suelos en las planicies son Haplustoles énticos de textura franco limosa y los suelos en los paleocauces son de textura más gruesa. Este estudio abarcó sólo las planicies.

La vegetación natural guarda estrecha relación con el paisaje, dominando el bosque en las planicies y las abras de pastizal en los paleocauces (Peña Zubiate y Salazar Lea Plaza 1982). El bosque natural es un bosque caducifolio xerofítico de cuatro estratos: arbóreo superior, dominado por quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), arbóreo inferior (dominado por Algarrobos, *Prosopis spp.*), arbustivo (compuesto por *Acacia sp.*, *Atamisquea sp.*, *Celtis spp.*, *Larrea spp.*, *Prosopis spp.* y *Schinus sp.*) y herbáceo, compuesto gramíneas megatérmicas (*Digitaria spp.*, *Pappophorum spp.*, *Setaria spp.* y *Trichloris spp.*), herbáceas latifoliadas, cactáceas y verbenáceas (Brassiolo et al. 1993).

3.2.2 Descripción del experimento

El estudio se llevó a cabo entre 2011 y 2015 en cuatro sitios del departamento de General Taboada (Santiago del Estero, Argentina) distanciados a 20 km entre sí. En cada sitio, se establecieron, en septiembre de 2011, dos áreas adyacentes de 10 ha cada una. En cada área se establecieron al azar los tratamientos de pastoreo. Una de ellas se alambró con el objetivo de proporcionarle descanso estival durante cuatro años consecutivos (clausura) y la otra se manejó con pastoreo continuo (abierto). En cada tratamiento de pastoreo (clausura y abierto) se identificaron múltiples parches de bosque ($n \sim 10$) en función del estrato leñoso dominante (bosque maduro, bosque secundario y arbustal) y al azar se seleccionó un parche de cada tipo. En cada parche se demarcó una unidad muestral de 1.000 m² de superficie. El experimento quedó compuesto por 24 unidades muestrales = 4 sitios x 2 tratamientos de pastoreo x 3 tipos de parche.

Las áreas seleccionadas fueron similares en lo que respecta a la posición en el paisaje (planicie), la vegetación natural (bosque xerofítico), la historia de aprovechamiento reciente (sin uso agrícola y pastoreo continuo en las últimas tres décadas), la carga ganadera promedio (0,2 UG ha⁻¹), las especies en pastoreo (bovinos y caprinos), la distancia a la aguada (300 – 600 m), el nivel de degradación del estrato herbáceo (cobertura de gramíneas < 3 %) y el tipo de suelo.

El tipo de suelo fue evaluado mediante el análisis cualitativo del perfil y el análisis cuantitativo textural y es consistente con el perfil modal de la serie Añatuya descrito para áreas de planicies (Peña Zubiate y Salazar Lea Plaza 1982). La composición granulométrica promedio fue 22 % de arcilla, 48 % de limo y 30 % de arena (sin variaciones significativas entre unidades muestrales), obtenida por el método de Bouyoucos, resultando una textura de tipo franca. La caracterización de los suelos en profundidad mediante calicatas resultó: A1 0–10 cm, A2 10–30 cm, AC 30–58 cm, C1 58–80 cm, C2_{ca} 80–100 cm. La densidad aparente inicial promedio de los horizontes A1 y A2 de los sitios muestreados fue igual a 1,13 y 1,07 g cm⁻³ respectivamente. Como parte de la caracterización del suelo se evaluó el coeficiente de extensibilidad lineal (COLE) (United States Department of Agriculture 1996). Se encontraron valores dentro del rango 0,004 – 0,038, los cuales en su mayoría son clasificados como de baja expansión contracción, exceptuando el valor más alto que puede clasificarse como de expansión contracción moderada (United States Department of Agriculture 1996).

3.2.3 Muestreo

La disponibilidad de recursos edáficos y lumínicos en parches con creciente nivel de degradación (objetivo 1) se evaluó al principio del experimento, previo al establecimiento de las clausuras (año 2011). Se compararon áreas bajo pastoreo continuo de los tres tipos de parche, donde se muestrearon cobertura arbórea, radiación incidente en el sotobosque, cobertura del sotobosque, cantidad de broza, y propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

El efecto de la clausura estacional sobre las propiedades físicas y químicas y el banco de semillas del suelo en diferentes parches leñosos (objetivo 2) se evaluó al final del experimento, luego de cuatro años de establecidos los tratamientos (año 2015). Se compararon áreas clausuradas y abiertas en los tres tipos de parche. Se realizaron los mismos muestreos que al principio del experimento para el objetivo 1, más banco de semillas del suelo. Para evaluar el efecto parcial de la regeneración herbácea sobre las

propiedades edáficas, se compararon micrositios apareados, con y sin cobertura de gramíneas, dentro de las clausuras. Adicionalmente, se analizó la evolución del banco de semillas del suelo en el tiempo, para lo cual se evaluó el banco en clausuras de 1 a 5 años de edad de un mayor número de sitios ($n = 8$).

3.2.4 Metodología de muestreo

En cada una de las 24 unidades muestrales, en las fechas arriba detalladas, se midió:

Cobertura de dosel arbóreo: se estimó la proporción de área cubierta por canopeo arbóreo y descubierta (entre canopeo) en tres transectos de 10 m.

Radiación incidente relativa: se realizaron 30 mediciones de radiación incidente a 0,5 m de altura usando una barra medidora de fotones. La radiación incidente relativa se calculó dividiendo la radiación incidente promedio de las 30 mediciones por la radiación incidente en áreas de referencia (caminos, sin cobertura vegetal).

Cobertura del suelo: se establecieron al azar tres transectos fijos de 10 m cada uno. En cada transecto se estimó la cobertura en 10 marcos metálicos rectangulares de 0,2 m x 0,5 m ($0,1 \text{ m}^2$) ubicados a intervalos fijos, usando el método de estimación de coberturas de Daubenmire (1959). En cada marco, se registró al final de la estación de crecimiento (abril), la cobertura de gramíneas, latifoliadas, broza y suelo desnudo.

Broza acumulada: se recolectó toda la broza acumulada en tres transectos de 10 m de largo y 0,2 m de ancho (2 m^2), se secó a 65°C hasta alcanzar peso constante y se pesaron dos fracciones: broza total y hojarasca (broza sin ramitas).

Química del suelo: se recolectó una muestra compuesta de tres sub-muestras de suelo hasta 10 cm de profundidad distanciadas a 5 m entre sí. Se estimó carbono orgánico total (C_{tot}) y nitrógeno total (N_{tot}) por combustión completa a 1.300°C , usando instrumental Leco Truspec, el cual ha demostrado similar precisión que los métodos convencionales Walkley y Black y Kjeldahl (Kowalenko 2001). Previamente, se corroboró la ausencia CaCO_3 en todas las muestras, con 0,2 gramos de muestra de suelo molida en una solución de 10 ml de HCl. Se asume así que las muestras no contienen una cantidad significativa de carbono inorgánico y por lo tanto el carbono total es equivalente al carbono orgánico. El contenido de materia orgánica del suelo se estimó como $C_{\text{tot}} * 1,724$ (United States Department of Agriculture 1996).

Física del suelo: se recolectaron tres muestras de suelo para medir densidad aparente en tres profundidades de 0 – 10, 10 – 20 y 20 – 30 cm, en cilindros metálicos de 100 cm^3 . La porosidad total se calculó con los valores de densidad aparente y densidad de partícula. Y la capacidad de aireación se estimó por drenaje de muestras no disturbadas y disturbadas a partir de saturación completa vía placas cerámicas (Klute 1986).

Actividad biológica del suelo: se estimó a partir de la incubación de suelo a temperatura constante de 25°C con 3 réplicas de 20 g de suelo de cada tipo de parche a 3/4 de la capacidad de campo durante 7 días. La captura del C- CO_2 liberado por la respiración microbiana se realizó por volumetría en 0,1 M de NaOH (Jenkinson y Powlson 1980).

Banco de semillas: se recolectaron 3 muestras superficiales distanciadas a 5 m entre sí y se colocaron sin disturbar en bandejas herméticas de 20 x 15 cm. Las muestras se incubaron en invernáculo en condiciones controladas de temperatura y buena

disponibilidad hídrica. Se contabilizó el número de plántulas emergidas por bandeja cada 2 días, desde el inicio de la incubación hasta el cese de la emergencia (22 días después) y el número de semillas no germinadas por bandeja, al final de ese período. Posteriormente, las plántulas se criaron en macetas hasta alcanzar estado reproductivo y se identificaron especies. Los ejemplares se incorporaron al herbario de la Cátedra de Botánica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

3.2.5 Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) y para el análisis del banco de semillas se usaron medidas repetidas en el tiempo (rmANOVA). En este caso se comparó el número de plántulas emergidas en muestras de suelo provenientes de diferentes tratamientos a lo largo del período de incubación. Para analizar las diferencias entre micrositios apareados con y sin cobertura herbácea se usaron métodos estadísticos no paramétricos (Kruskal Wallis). Los análisis estadísticos se realizaron con los paquetes estadísticos STATISTICA e INFOSTAT.

3.3 Resultados

3.3.1 Efectos del tipo de parche (condición inicial, bajo pastoreo continuo)

Se encontraron efectos significativos ($P < 0,05$) del tipo de parche sobre la cobertura arbórea, la radiación incidente, la cobertura vegetal en el sotobosque, la broza acumulada (total y sólo de hojarasca) y las variables químicas del suelo (Figuras 3.1 y 3.2). No se encontraron diferencias significativas del tipo de parche sobre la condición física del suelo ni sobre la respiración microbiana (Cuadro 3.1).

La cobertura del dosel fue similar en el bosque secundario y en el bosque maduro (Figura 3.1 (A)). En el sotobosque del bosque secundario se encontró mayor cobertura de broza y menor proporción de suelo desnudo que en el arbustal y el bosque maduro. En el sotobosque del bosque maduro se encontró menor cobertura de latifoladas, representadas en un 90 % por arbustos bajos, que en los otros dos tipos de parche (Figura 3.1 (A)). Sin embargo, la cantidad de broza (tanto total como de hojas) fue mayor en los dos bosques que en el arbustal, lo cual obedecería a que la mayor parte de la broza proviene del dosel arbóreo (Figura 3.1 (B)).

A mayor degradación del dosel (arbustal > bosque secundario > bosque maduro), se encontró mayor radiación incidente en el sotobosque y menor disponibilidad de nitrógeno y materia orgánica en el suelo (Figura 3.2). Pese a que la cobertura arbórea fue similar en ambos tipos de bosque y la del sotobosque fue mayor en el bosque secundario que en el maduro, la radiación incidente en el sotobosque fue menor en el bosque maduro porque su intercepción de la radiación fue mayor que la del secundario, posiblemente debido a la densa copa de las especies dominantes. Como patrón general, se observó un patrón de sombra y luz (bajo copa y entre copas) más definido en el bosque maduro. Mientras que el bosque secundario muestra una cobertura casi total y menos densa, y como consecuencia una menor variabilidad espacial en la radiación incidente (datos no mostrados).

Figura 3.1. (A) Cobertura de gramíneas, latifoliadas, broza y dosel arbóreo y (B) de broza acumulada total y de hojarasca, en tres tipos de parche de bosque con creciente nivel de degradación: 1. bosque maduro, 2. bosque secundario y 3. arbustal, del Chaco semiárido. Las líneas verticales indican los desvíos estándar. Medias de una misma variable con una letra común no son significativamente diferentes (Test: Tukey; Alfa = 0,05).

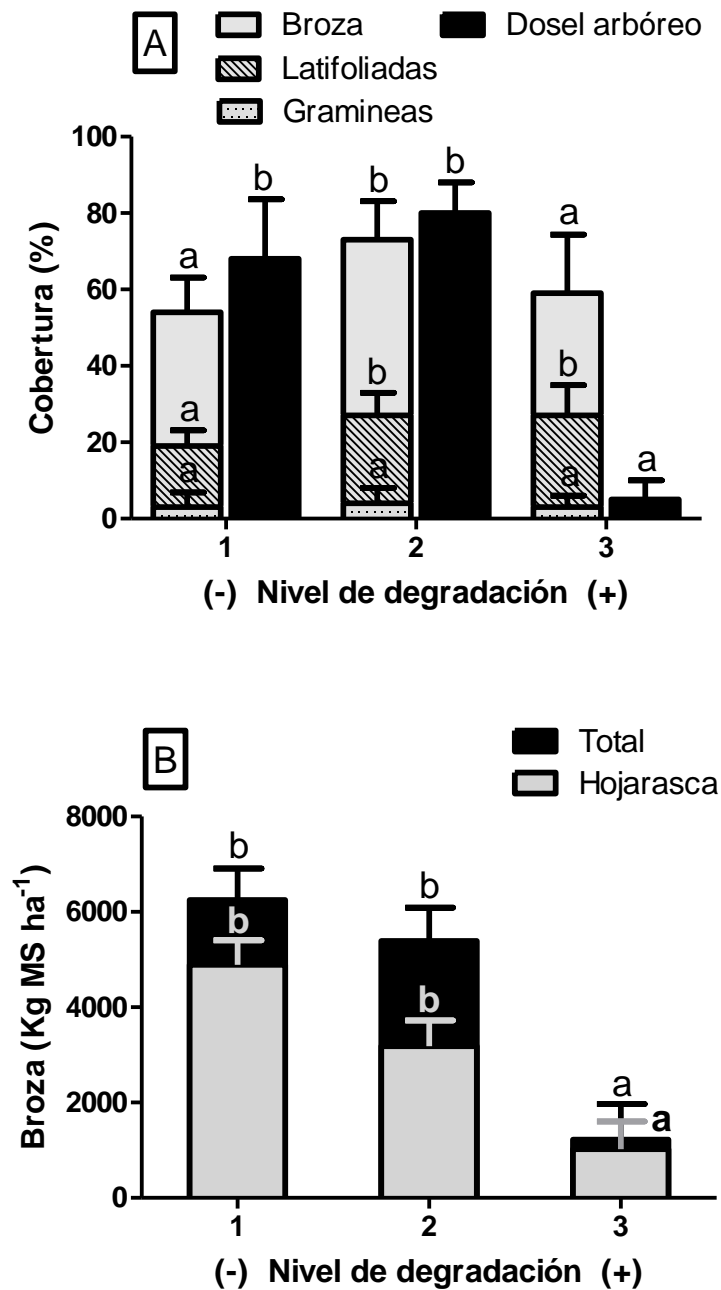
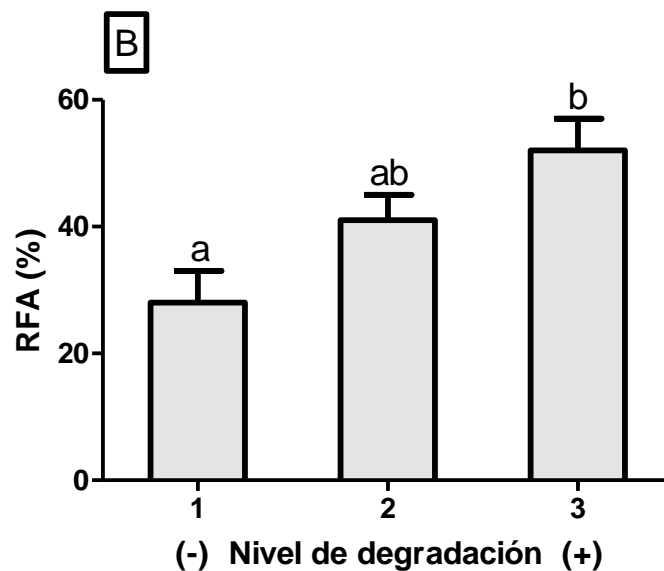
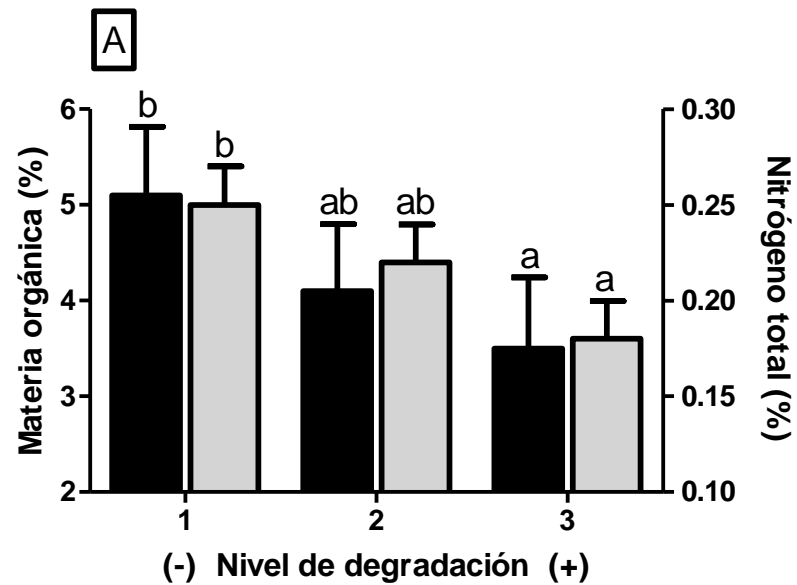


Figura 3.2. (A) Concentración de materia orgánica (relleno negro) y nitrógeno total (gris) y (B) radiación fotosintéticamente activa (RFA) a 0,5 m del suelo, en tres tipos de parche de bosque con creciente nivel de degradación: 1. bosque maduro, 2. bosque secundario y 3. arbustal, del Chaco semiárido. Las líneas verticales indican los desvíos estándar. Medias de una misma variable con una letra común no son significativamente diferentes (Test: Tukey; Alfa = 0,05).



Cuadro 3.1. Propiedades físicas y biológicas del horizonte superficial (0 – 10 cm) en suelos bajo pastoreo continuo en tres tipos de parche de bosque del Chaco semiárido argentino.

	Bosque maduro		Bosque secundario		Arbustal	
	Media	E.E.	Media	E.E.	Media	E.E.
Densidad aparente 0 - 10 cm (g cm^3)	1,12	0,02	1,17	0,01	1,14	0,02
Porosidad total 0 - 10 cm (%)	58,44	0,01	55,92	0,01	57,44	0,01
Capacidad de aireación 0 - 10 cm (%)	24,66	0,09	20,92	0,10	22,12	0,09
Respiración microbiana ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0,13	0,15	0,10	0,20	0,13	0,15

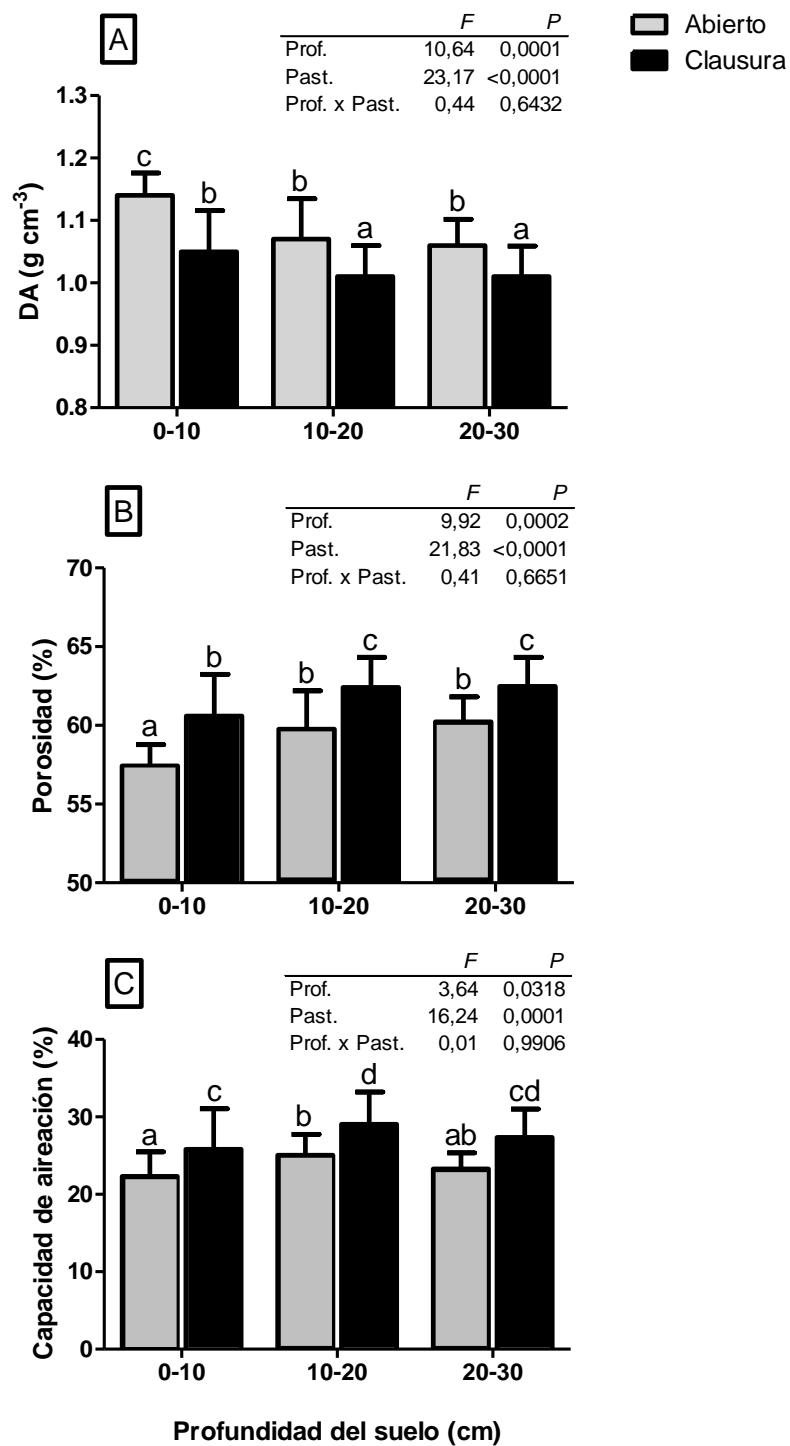
3.3.2 Efectos de la clausura en los tres tipos de parche

La clausura estacional de cuatro años mejoró significativamente ($P < 0,05$) las propiedades físicas y aumentó el banco de semillas del suelo. No se encontraron efectos del tipo de parche ni de la interacción parche x tipo de pastoreo sobre estas variables. La clausura no modificó las propiedades químicas del suelo, ya que las diferencias entre parches observadas en las áreas abiertas al principio del experimento se observaron también al final del mismo, tanto en las áreas abiertas como en las clausuradas.

3.3.2.1 Suelo

En las tres profundidades muestreadas, las clausuras mostraron menor densidad aparente, mayor porosidad total y mayor capacidad de aireación que las áreas abiertas (Figura 3.3). La densidad aparente en la capa superficial del suelo (0 – 10 cm) fue menor que en las dos capas inferiores (10 – 20 cm y 20 – 30 cm, similares entre sí) ($F = 8,60$; $P = 0,0005$) y la porosidad total en la capa superficial fue mayor que a mayor profundidad ($F = 8,46$; $P = 0,0005$). La capacidad de aireación mostró una tendencia similar a la de la porosidad total, pero las diferencias en profundidad no fueron significativas ($F = 2,77$; $P = 0,0699$). Dentro de las clausuras, la condición física del suelo no varió significativamente ($P > 0,05$) entre micrositios apareados con y sin cobertura de gramíneas.

Figura 3.3. (A) Densidad aparente, (B) porosidad total y (C) capacidad de aireación, en tres profundidades de suelos de clausuras estacionales de cuatro años y áreas adyacentes abiertas, en bosques heterogéneos del Chaco semiárido. Las líneas verticales indican los desvíos estándar. Medias sin letras en común son significativamente diferentes entre tratamientos de pastoreo de la misma profundidad, o entre profundidades del mismo tratamiento de pastoreo (Test: Tukey; Alfa = 0,05). Los resultados del ANOVA se muestran en la esquina superior derecha de cada gráfico.



3.3.2.2. Banco de semillas

El banco de semillas del suelo tendió a incrementarse al aumentar la edad de las clausuras (Figura 3.4). Por lo tanto, en muestras de suelo provenientes de clausuras de 4 años, la densidad de plántulas emergidas fue significativamente mayor que en muestras de áreas abiertas ($F = 7,63$; $P = 0,0172$) (Figura 3.5). En muestras de áreas abiertas no se encontraron semillas remanentes, motivo por el cual se descarta que las diferencias encontradas se puedan deber a la dormición de semillas o condiciones inadecuadas para su germinación.

Para la germinación de plántulas en muestras de suelo de clausuras, el tiempo de incubación tuvo efecto significativo sobre el número de plántulas emergidas ($F = 8,72$; $P < 0,0001$), el cual difirió entre períodos de 7, 14 y 21 días, plazo máximo en el que ocurrió la germinación en condiciones de elevada disponibilidad hídrica y temperatura (Figura 3.5). Si bien no se encontraron efectos significativos del tipo de parche sobre el banco de semillas ($P > 0,05$), éste tendió a ser superior en suelos de bosques secundarios. Las gramíneas identificadas pertenecen a 3 géneros y 5 especies: *Digitaria californica* var. *Villosissima* Henrard¹; *Setaria nicorae* Pensiero¹; *Setaria hunzikeri* Anton¹; *Trichloris crinita* (Lag.) Parodi²; *Trichloris pluriflora* E. Fourn² (¹ determinó S.S. Aliscioni; ² determinó G.H. Rua).

Figura 3.4. Densidad de plántulas emergidas en muestras de suelo extraídas de clausuras estacionales de 1 a 5 años de edad (círculos llenos) y áreas adyacentes bajo pastoreo continuo (círculos vacíos).

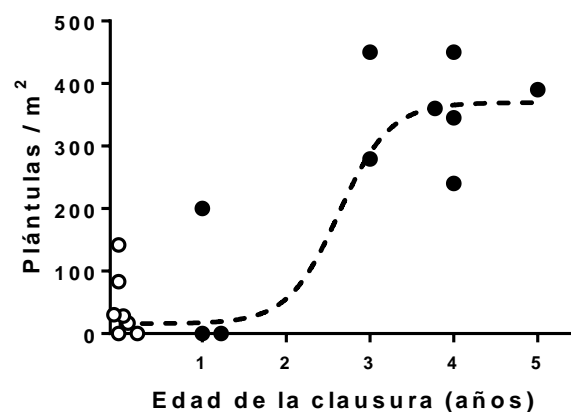
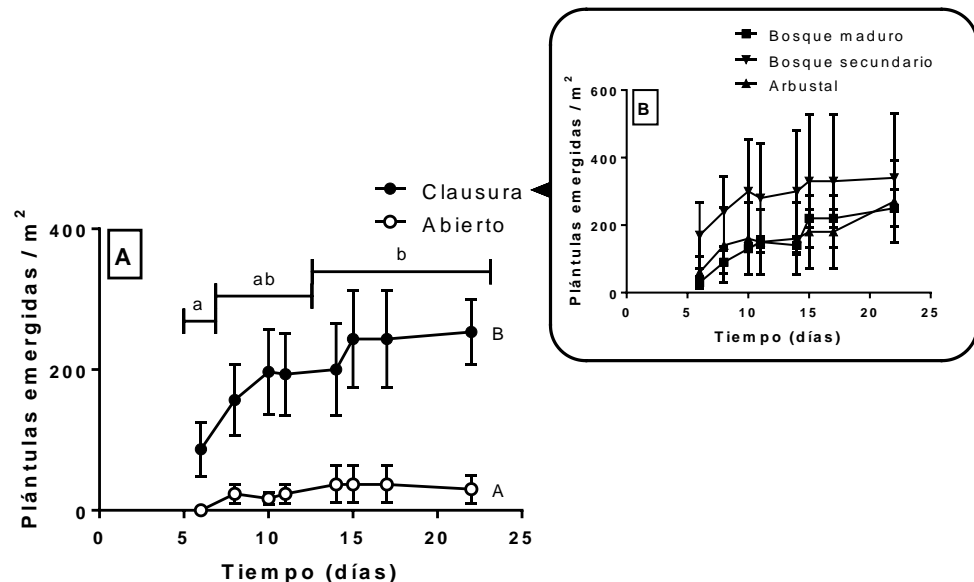


Figura 3.5. (A) Densidad de plántulas emergidas en función del tiempo de incubación de muestras de suelo extraídas de clausuras estacionales de 4 años de edad (círculos llenos) y de áreas adyacentes bajo pastoreo continuo (círculos vacíos). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de pastoreo (mayúsculas) y tiempo (minúsculas). Figura anidada: (B) Plántulas emergidas en función del tiempo, en clausuras de tres tipos de parche de bosque (bosque maduro, bosque secundario y arbustal) del Chaco semiárido.



3.4 Discusión

3.4.1 Efectos del tipo de parche (condición inicial, bajo pastoreo continuo)

Los resultados obtenidos permiten aceptar la primera hipótesis planteada, ya que se corroboró que al aumentar el nivel de degradación del estrato leñoso aumenta la disponibilidad de luz y se reduce tanto la concentración de materia orgánica como la de nitrógeno total del suelo, ambos asociados a una menor cantidad de broza. Esta tendencia en la disponibilidad relativa de recursos a lo largo de un gradiente de degradación de la vegetación fue propuesta por Tilman (1988) en su hipótesis de relación nutrientes–luz (*nutrient–light ratio hypothesis*). Nuestros resultados apoyan la idea de que a niveles intermedios de degradación del dosel la limitación de recursos en el sotobosque es menor, debido a que en el extremo de menor degradación es más limitante la disponibilidad de luz y en el extremo de mayor degradación es más limitante la disponibilidad de nutrientes del suelo. De acuerdo con el mismo autor (Tilman 1994), esta diferencia en la disponibilidad de recursos determinará diferencias en la dominancia y abundancia relativa de las especies, de acuerdo a su habilidad competitiva relativa por luz y por nutrientes. En el extremo donde limitan los recursos edáficos, dominarán especies con mayor asignación de recursos a raíces (en nuestro sistema, los arbustos), mejores competidores por recursos subterráneos. En el extremo donde limita la luz, dominarán especies con mayor asignación de recursos a tallos, mejores competidoras por luz (en nuestro sistema, los árboles). Mientras que, en niveles intermedios del gradiente, la disponibilidad de recursos edáficos y lumínicos favorecerá el crecimiento de especies con mayor asignación de recursos a órganos fotosintéticos (en nuestro sistema, los pastos) (ver: Seastedt y Knapp 1993, Poorter 1999).

Probablemente esto justifique la mayor cobertura total encontrada justamente en ese nivel del gradiente (Figura 3.1 (A)).

El menor contenido de materia orgánica y nitrógeno total del suelo a medida que aumenta la degradación del dosel sería consecuencia del menor aporte de broza. La misma tendencia fue reportada por Abril y Bucher (1999) y respondería a que la cantidad de broza ejerce un efecto más importante que su calidad sobre las propiedades edáficas mencionadas (Abril et al. 1993). En efecto, la calidad de broza es mayor en parches con cobertura de *Prosopis* sp., dominante en bosques secundarios, que en aquellos con cobertura de *Aspidosperma* sp., dominante en algunos bosques maduros (C / N = 24 y 14 respectivamente; Abril et al. 1993), pero la cantidad de broza y el contenido de materia orgánica del suelo son mayores en los últimos. De acuerdo con los resultados de este trabajo, el contenido potencial de nutrientes del suelo sería mayor en bosques que en arbustales. Mientras que la disponibilidad real de nutrientes podría no reflejar la misma tendencia, al estar determinada tanto por la descomposición de la broza (muy dependiente de su calidad) como por la mineralización de la materia orgánica (muy dependiente de la proporción de fracciones más lábiles); aspectos interesantes a evaluar en futuras investigaciones.

Los valores de materia orgánica encontrados en bosques (4,1 – 5,1 %) son relativamente altos en relación a otros tipos de cobertura vegetal (por ejemplo, cultivos o pasturas) y similares a los reportados en otros bosques, bajo pastoreo continuo, pastoreados con descansos y clausurados durante 8 y 20 años (Casas 1982, Abril y Bucher 1999). La cobertura dominante, a través del aporte de broza y la regulación de la humedad, sería un condicionante principal de las propiedades químicas del suelo. Los valores de materia orgánica encontrados en arbustales son relativamente altos (superiores a 3,5 %) en relación a los reportados en otros arbustales severamente degradados (1,45 %; Abril y Bucher 1999). Probablemente, la diferencia se debe a que estos últimos no presentaron broza sobre el suelo, mientras que en los arbustales de nuestro estudio la broza superó los 1.000 kg MS ha⁻¹ (Figura 3.1 (B)). La mayor insolación y pérdida de humedad y la menor actividad biológica en áreas más expuestas influirían en el mismo sentido (Abril et al. 1993).

Es probable que la menor cobertura arbórea y de broza y mayor proporción de suelo desnudo, determinen mayores pérdidas de agua en el extremo de mayor degradación del gradiente (arbustal). Según estudios previos en la misma región, la reducción de la cobertura arbórea aumenta principalmente la evaporación directa a nivel del suelo y también la escorrentía superficial, en particular durante eventos intensos, frecuentes en el Chaco semiárido (Magliano et al. 2015a, Magaliano et al. 2015b). Ello se traduce en menor contenido de humedad del suelo (Abril y Bucher 1999, Ledesma 2006) y menor proporción de la precipitación potencialmente disponible para transpiración vegetal (Magliano et al. 2016). En consecuencia, es probable que la disponibilidad potencial de agua sea menor en arbustales que en bosques. Sin embargo, el estado hídrico del suelo (desafortunadamente) no se estimó en este estudio debido a su gran variabilidad temporal y a la falta de equipamiento para su monitoreo frecuente, siendo prioritaria su inclusión en futuras investigaciones.

3.4.2 Efectos de la clausura en los tres tipos de parche

3.4.2.1 Suelo

La recuperación física del suelo debida a la exclusión temporal del pastoreo (clausura) fue documentada en estudios previos, los cuales reportaron reducciones en la densidad aparente y aumentos en la porosidad del suelo a partir del primer o segundo período de descanso (Herrick y Lal 1995, Nie et al. 1997, Drewry y Paton 2000, Drewry et al. 2004) y en clausuras de 2 – 4 años (Orr 1975, Greenwood et al. 1998). Esa rápida recuperación ocurrió en capas superficiales (0 – 20 cm de profundidad) y algunos autores consideran improbables las mejoras en las características físicas de los suelos a mayores profundidades a través de cambios en el manejo del pastoreo (Drewry 2006). Sin embargo, en este estudio encontramos mejoras significativas hasta los 30 cm de profundidad, luego de cuatro años de pastoreo durante la estación seca invernal y descanso durante la estación húmeda estival. Los suelos con bajo contenido hídrico no son susceptibles a la compactación debido a la mayor capacidad portante de los mismos (Quiroga et al. 1999). A medida que el suelo aumenta su contenido hídrico la probabilidad de daño por compactación aumenta (Aragón et al. 2000). Es así que las clausuras al pastoreo durante la estación húmeda funcionarían previniendo procesos de compactación. La capacidad de regeneración del estado físico del suelo se puede estudiar mediante el establecimiento de clausuras. Sin embargo, en la literatura científica se reconoce la escasez de estudios que evalúen los efectos del manejo en establecimientos productivos sobre la recuperación física del suelo (Drewry 2006), tal como se realizó en este trabajo.

En suelos francos, como los de este estudio, los procesos que contribuyen a la recuperación natural de las condiciones físicas incluyen la penetración y muerte de raíces y los ciclos de humedecimiento y secado (y agrietamiento) (Taboada et al. 2004). En este trabajo se encontró que las clausuras de bosques maduros y secundarios incrementaron la cobertura de gramíneas (CAPÍTULO 2: Figura 2.1). Sin embargo, en estas clausuras, no se encontraron diferencias significativas en la densidad aparente del suelo entre micrositios con y sin cobertura de gramíneas. Estos resultados parecen estar en sintonía con lo hallado por Bell et al. (1997) y Taboada et al. (2004). En consecuencia, la actividad biótica en estos suelos no parece tener un efecto relevante en su recuperación física, evaluada a través de la densidad aparente. Por esta razón, se rechaza la segunda hipótesis planteada, debido al efecto nulo de los mecanismos bióticos vinculados a la presencia de pastos sobre la recuperación física del suelo.

Por otro lado, los cuatro años de clausura durante la estación húmeda y el régimen de precipitaciones marcadamente estacional, nos hacen suponer que no sólo no se desarrollaron procesos de compactación debido al tránsito de ganado, sino que también los suelos bajo clausura estuvieron expuestos al menos a 4 ciclos de humedecimiento – secado (uno por cada año de clausura). De acuerdo a la cantidad y el tipo de arcilla, los ciclos de humedecimiento – secado dan lugar a cambios en el volumen de suelo debido a ciclos de expansión – contracción. En función del coeficiente de extensibilidad lineal (COLE) encontrado, estos ciclos serían moderados a bajos. Los valores de respiración microbiana también fueron bajos (Cuadro 3.1), por lo que probablemente la MO se encuentre en fracciones recalitrantes. Se hipotetiza que la MO lábil podría presentar más elasticidad que la MO vieja y que ésta podría ser una de las causas por las que no se expresó el COLE, aunque ello ha sido poco estudiado. Aun así, los ciclos de humedecimiento – secado pudieron tener un rol muy importante contribuyendo al

aumento de tamaño de los agregados (Taboada et al. 2004) y así a la aglomeración o coalescencia, promoviendo el contacto de las partículas cuando el suelo se humedece (Kemper y Rosenau 1986, Bresson y Moran 1995) y la formación de estructuras de mayor jerarquía, en las cuales se desarrollan poros de mayor tamaño (Kay 1990, Perfect et al. 1990).

Los cambios físicos observados como consecuencia de la clausura permitirían una mejor aireación, mayor infiltración y menor escorrentía, sobre todo ante eventos de precipitación intensos (McLaren y Cameron 1996). Esta mejora física del suelo podría atenuar el déficit hídrico y mejorar la productividad de las gramíneas (Martínez y Zinck 2004).

3.4.2.2 Banco de semillas

Con respecto al efecto de la clausura sobre el enriquecimiento del banco de semillas de gramíneas, resultados similares han sido observados en estudios previos sobre clausuras en otras regiones semiáridas (Tessema et al. 2012). La presencia de semillas en el banco en algunos sitios bajo pastoreo continuo, explicaría la recuperación de las gramíneas a partir de coberturas prácticamente nulas, lo cual resalta la importancia de los relictos de vegetación y la capacidad *buffer* del banco de semillas para la rehabilitación (Mengistu et al. 2005, Tessema et al. 2012). Del mismo modo, los pastos que alcanzan el estado reproductivo mediante la clausura al pastoreo, son los responsables del enriquecimiento del banco en ciclos posteriores. Estos resultados introducen una opción adicional al enriquecimiento con semillas, que ha resultado efectivo para la rehabilitación herbácea en la región chaqueña (Quiroga et al. 2009). Sobre todo, teniendo en cuenta que las especies identificadas en el banco de semillas son indicadoras de una condición “buena” del pastizal (Kunst et al. 2007).

Contrariamente a lo esperado, la recuperación del banco de semillas ocurrió tanto en clausuras de bosque (con gramíneas) como en clausuras de arbustal (sin gramíneas). El bajo peso de las semillas de las gramíneas nativas (1.000 semillas: 0,4 – 1,14 g) y el tránsito de herbívoros domésticos durante la estación seca, habrían favorecido la dispersión entre parches. De acuerdo con nuestros resultados, la dispersión entre parches jugaría un rol muy importante en la resiliencia del estrato herbáceo en bosques heterogéneos donde coexisten parches con diferente nivel de degradación.

3.5 Conclusiones

La rehabilitación herbácea en bosques heterogéneos responde a la acción combinada de factores bióticos y abióticos. La disponibilidad de luz y el contenido de nutrientes (y probablemente, las pérdidas de agua) se encuentran asociados al tipo de parche de bosque. En cambio, las propiedades físicas del suelo, que controlan el ingreso de agua por infiltración, y el banco de semillas, responden al tipo de pastoreo y mejoran con la clausura. A pesar de la aparente disociación entre estos aspectos, ambos se encuentran estrechamente vinculados en las dinámicas de restauración del bosque. Los mecanismos subyacentes involucran la variabilidad espacial y temporal características del sistema. Durante años secos – normales, la clausura permite la rápida recuperación de gramíneas (2 – 3 años) en parches de bosque maduro y secundario, pero no en arbustales, donde el estrés hídrico es más severo. La restauración herbácea genera la recuperación del banco de semillas del suelo en el mediano plazo (3 – 4 años), tanto en parches de bosque como en parches de arbustal que coexisten en la misma matriz. La elevada producción, el bajo

peso y la fácil dispersión de las semillas, explicarían este hecho (Marengo 2015). Paralelamente, la exclusión del pastoreo durante varios períodos húmedos mejora la condición física del suelo y así su capacidad de retener humedad. De esta manera, la clausura reduciría el umbral de degradación en arbustales, dado principalmente por el stress hídrico pero también por la ausencia inicial de propágulos, y aumentaría las posibilidades de retroceder dicho umbral durante períodos excepcionalmente húmedos (eventos “Niño”) de ocurrencia cíclica (frecuencia de eventos moderados a muy intensos: 4 – 6 años; ggweather.com).

Se conoce que la cobertura arbórea es necesaria para preservar el agua y los nutrientes en el bosque Chaqueño. Este trabajo sugiere además, que los parches de bosque remanente, aun cuando coexisten con arbustales más degradados, permiten preservar la resiliencia del ecosistema. No obstante, esa resiliencia podría perderse con la fragmentación del bosque, situación frecuente en la región chaqueña vinculada a la conversión de extensas áreas a agricultura.

CAPÍTULO 4

Procesos socioecológicos vinculados a la degradación y la clausura como estrategia de restauración en bosques heterogéneos comunales del Chaco semiárido argentino

4.1 Introducción

En capítulos anteriores se evaluó el potencial de la clausura como estrategia de restauración ecológica y productiva. Se estudiaron sus efectos en la vegetación y el suelo, teniendo en cuenta la heterogeneidad espacial (tipos de parche) y la variabilidad climática características del sistema. Se reveló bajo qué condiciones y en qué medida la clausura permite revertir la degradación. Sin embargo, la degradación en agroecosistemas responde a factores ecológicos y productivos, pero también culturales, económicos, institucionales y sus interacciones (Sinclair y Fryxell 1985). Por lo tanto, la información generada hasta aquí es útil pero no suficiente para evaluar el potencial de la clausura para revertir la degradación en contextos reales de producción.

La degradación del bosque es uno de los principales problemas de sustentabilidad de los agroecosistemas a nivel global (Chapin et al. 2000, Hoekstra et al. 2005, MEA 2005, IAASTD 2008). La sustentabilidad es una propiedad de los agroecosistemas pero a la vez es un efecto de las interacciones entre la sociedad y el ambiente (Salas-Zapata et al. 2012). El estudio de estas interacciones excede el alcance de una disciplina particular, ya sea ésta de las ciencias sociales o naturales, y requiere su integración mediante estudios interdisciplinarios y abordajes sistémicos (Alrøe y Kristensen 2002, Redman et al. 2004, Galafassi 2005, Liu et al. 2007).

Durante las últimas dos décadas, el desarrollo de marcos de análisis orientados al abordaje de las interacciones sociedad–naturaleza ha crecido considerablemente (varios autores en: Binder et al. 2013). Estos marcos difieren entre sí en múltiples características, como objetivos, campos de aplicación, procedencia disciplinaria, marco teórico, lenguaje, escalas espaciales, dinámicas temporales y conceptualización de los subsistemas social y ecológico y de sus interacciones, y también, en el rol que cumple el investigador. La necesidad de transformar la realidad, de resolver problemas en sistemas socioecológicos, abrió el debate en el ámbito académico sobre los diferentes roles que puede adoptar la ciencia frente a estas problemáticas (Turnhout et al. 2013). En particular, se cuestiona la brecha entre los ámbitos de producción y utilización del conocimiento, y se propone una aproximación que integre las diferentes formas de conocimiento y las percepciones de los actores interesados, es decir, de aquellos cuyas decisiones determinan la realidad que se desea transformar.

En este capítulo se propone avanzar en el terreno de las interacciones sociedad–naturaleza que controlan la degradación. Se utilizan modelos teóricos y metodológicos desarrollados para el estudio de sistemas complejos (García 2006) y el análisis de mecanismos que explican la sustentabilidad y la resiliencia de los sistemas socioecológicos (Salas-Zapata et al. 2012). Estos incluyen el análisis de las diferentes formas de conocimiento y percepciones de los actores sociales interesados. Se espera aportar al desarrollo de abordajes de investigación que contribuyan a resolver problemas de degradación en agroecosistemas habitados por personas.

Los objetivos de este capítulo fueron:

Objetivo 1: Elaborar un modelo teórico para el análisis de procesos socio–ecológicos vinculados a la degradación en bosques comunales de Santiago del Estero, Argentina.

Objetivo 2: Analizar el rol de clausura como estrategia de restauración en relación a los procesos socio–ecológicos del Objetivo 1.

4.2 Materiales y métodos

La elaboración del modelo teórico para el análisis de procesos socioecológicos vinculados a la degradación (Objetivo 1), se realizó siguiendo la metodología propuesta por García (2006) para el estudio de sistemas complejos. Dicha metodología permite explorar las interrelaciones entre procesos de diferentes dimensiones (ecológicas y sociales) y escalas (espaciales y temporales) y ha sido empleada previamente en el estudio de otros sistemas pastoriles (Polanco–Echeverry y Ríos–Osorio 2015).

Siguiendo las fases metodológicas propuestas por García (2006), la construcción del modelo se realizó en múltiples etapas:

Primero, se definieron: el proceso central bajo estudio (degradación del bosque en comunidades campesinas del departamento General Taboada, Santiago del Estero), los niveles de análisis (primer nivel: escala de finca, segundo nivel: escala de comunidad, tercer nivel: escala regional), las condiciones de contorno (escala nacional – global), los límites temporales (1900 – 2015) y los subsistemas (también llamados categorías de procesos: natural, productivo, social, institucional). El subsistema natural incluye los factores bióticos y abióticos del ecosistema (ej. plantas, animales, microorganismos, suelo, nutrientes, clima). El productivo incluye las actividades de intervención humana en el ecosistema, es decir aquéllas que lo convierten en un agroecosistema (ej. extracción forestal, agricultura, ganadería). El subsistema social incluye las formas de agregación humana (familia, comunidad, organización), aspectos culturales (costumbres, percepciones, conocimientos sobre el bosque) y aspectos económicos (ingresos, mercado). Por último, el subsistema institucional incluye las instituciones públicas y privadas, la legislación vigente y sus formas de acción vinculadas de manera más o menos directa con el proceso central bajo estudio (ej. ley de tierras, ley de bosques, subsidios).

Segundo, se construyó el modelo por aproximaciones sucesivas (García 2006). Éstas incluyeron: una revisión bibliográfica, dos modelos preliminares (elaborados a partir de fuentes de información diferentes) y un modelo final. La revisión de literatura científica sobre el proceso central se discutió en talleres con pares académicos (grupo focal 1: actores con injerencia sobre los conocimientos y percepciones sobre el sistema). El primer modelo preliminar se elaboró en talleres con técnicos y especialistas de instituciones públicas y privadas (grupo focal 2: actores decisores con injerencia indirecta sobre el sistema). El segundo modelo preliminar se elaboró en talleres con productores de comunidades del departamento General Taboada (grupo focal 3: actores decisores con injerencia directa sobre el sistema). La elaboración de ambos modelos en los talleres se realizó a partir de cuatro preguntas guía, que fueron enunciadas a los participantes: ¿qué es la degradación del bosque?, ¿qué procesos la afectan directamente?, ¿cuáles indirectamente? y ¿cómo se relacionan entre sí? En una segunda instancia se enunció la siguiente pregunta: ¿qué procesos históricos fueron relevantes para la degradación del bosque? Los talleres se registraron en audio e imagen y los registros de audio se transcribieron en forma textual. Las transcripciones se codificaron y analizaron usando el software ATLAS–TI, desarrollado para el análisis de datos cualitativos. Se categorizaron los procesos por subsistema, se analizaron las interacciones directas entre procesos de primer nivel y las indirectas entre procesos del mismo nivel y procesos de diferentes niveles. Las percepciones se contrastaron con datos de campo (u observables) y fuentes de información secundaria. Se elaboró un modelo final y se corroboró su validez explicativa en un último taller integrado por

actores decisores de todos los grupos anteriores: académicos, técnicos, especialistas y productores.

Para discutir los mecanismos involucrados en la degradación del sistema (Objetivo 1) se utilizó el marco conceptual propuesto por Salas-Zapata et al. (2012) para la comprensión de problemas de insustentabilidad y estrategias adaptativas en sistemas socioecológicos (Recuadro 4). Se analizaron los procesos históricos del sistema bosque-comunidad con foco en las perturbaciones, las características del sistema que determinan su respuesta a las perturbaciones y los cambios en el sistema. Éstos se reconstruyeron a partir de percepciones ($n > 50$) sobre procesos históricos que, sometidos a validación cruzada, presentaron elevada coincidencia entre fuentes de información independientes entre sí y coherencia con los datos de campo y la información secundaria disponibles.

Para analizar el rol de la clausura como estrategia adaptativa (Objetivo 2) se relevó información cualitativa acerca de las características, usos y percepciones campesinas sobre las clausuras, en contextos de degradación. Se realizaron entrevistas semi-estructuradas y recorridas a campo en diferentes estaciones (lluviosa y seca) y años (2013, 2014 y 2015). Se utilizó una guía temática que incluyó: motivaciones y restricciones, especies conservadas y reintroducidas, usos ganaderos, usos agrícolas, otros usos y otras funciones. Paralelamente se relevaron datos cuantitativos básicos como: número de clausuras, superficie y tipo de bosque predominante. A partir de esa información, se analizó rol potencial de la clausura (como subsistema) sobre la capacidad adaptativa del sistema finca.

Recuadro 4. Sistemas socioecológicos, sustentabilidad y resiliencia (adaptado de: Salas–Zapata et al. 2012).

Los sistemas socioecológicos son acoplamientos de sistemas sociales y ecológicos, donde las actividades humanas (ej. ganadería, agricultura) generan impactos en los sistemas ecológicos, y las dinámicas de éstos (ej. variaciones climáticas, cambios en la vegetación o el suelo) afectan a los primeros. Los mecanismos involucrados pueden ser de diferente naturaleza: flujos de materia, energía, individuos, información, decisiones, normas, valores, relaciones de poder, entre otros. Estas interacciones conducen al cambio y la adaptación constante.

La sustentabilidad de un sistema socioecológico radica en su capacidad adaptativa o resiliencia (Holling 1996). Es decir, en su capacidad de experimentar cambios frente a las perturbaciones y conservar sus procesos cruciales, dentro de un régimen socialmente deseable y ecológicamente viable. Cuando estos cambios tienden a perpetuar el sufrimiento humano o a agotar la capacidad de carga de los sistemas de los que depende, se dice que el sistema es insustentable (Anderies et al. 2004).

Los elementos de los sistemas socioecológicos suelen ser personas (por parte del sistema social) y recursos y poblaciones animales y/o vegetales (por parte del sistema ecológico). La organización social, la cultura, las instituciones, la economía, son subsistemas comunes del dominio social, mientras que la naturaleza y el ambiente son subsistemas del dominio ecológico (Salas–Zapata et al. 2012).

En sistemas socioecológicos las perturbaciones y los cambios son inevitables (Holling 1994). Existen perturbaciones regulares que forman parte de las dinámicas propias del sistema (por ejemplo, la alternancia de estaciones húmeda y seca) y perturbaciones extraordinarias ajenas a éste (por ejemplo, la deforestación). La capacidad adaptativa frente a las perturbaciones frecuentemente se relaciona con cuatro características del sistema. (1) La conectividad modular, es la conectividad entre agrupamientos de elementos relacionados entre sí y determina el grado de facilidad o dificultad para la transferencia de información, materia y energía entre subunidades (Low et al. 2003). (2) La diversidad, es la disponibilidad de opciones para conservar procesos cruciales frente a una perturbación. La misma está dada, a su vez, por la redundancia, presencia de distintas subunidades capaces de cumplir una misma función, y la heterogeneidad de comportamientos posibles (Low et al. 2003). (3) Los mecanismos de retroalimentación, del tipo estímulo–respuesta, son aquellos responsables de la controlabilidad interna del sistema (Holling 2001). (4) Y la eficiencia, es la capacidad del sistema de mantener sus funciones esenciales sin agotar los recursos (sociales y ecológicos) de los cuales depende. Los cambios en el sistema frente a una perturbación pueden ser adaptativos o no. Son adaptativos cuando el sistema se reorganiza y alcanza estados estables alternativos conservando sus procesos cruciales, interacciones y controles (cuando esto ocurre, se hace referencia a cambios de estado). De modo contrario, una perturbación puede conducir a la superación de umbrales y a la transformación del sistema en uno diferente (cambio de régimen).

4.3 Resultados

4.3.1. Procesos socio–ecológicos vinculados a la degradación

4.3.1.1 Revisión de literatura

La revisión de la literatura, tomando como eje y proceso central a la degradación de los bosques nativos de la región chaqueña, muestra una articulación con procesos a distintas escalas y a lo largo de distintos períodos históricos. En este sentido, el trabajo de Morello et al. (2007) resume las etapas de explotación del bosque nativo que atravesó la región y que modificaron el paisaje, alterando su estructura y funcionamiento. En el Cuadro 4.1 se sintetizan los trabajos que focalizaron en varios o algunos de estos procesos, desde la explotación maderera iniciada a principios del siglo XX, asociada al ingreso del ganado, hasta los procesos más actuales de eliminación de la cobertura boscosa y su reemplazo por agricultura industrial de gran escala. Asimismo, la revisión incluye referencias a procesos sociales y económicos, como concentración de la tierra, expulsión de población local y “erosión” de conocimientos y saberes locales sobre el bosque nativo. La conjunción de esta revisión bibliográfica con los modelos que siguen a continuación permite conformar una red de factores y procesos socioecológicos explicativos del proceso central de degradación de los bosques nativos en la región chaqueña.

Cuadro 4.1. Procesos vinculados a la degradación del bosque en la provincia de Santiago del Estero, Argentina.

Proceso	Escala temporal	Escala espacial	Dominio	Descripción	Referencias
Deforestación	1900 - actualidad	regional	natural	Disminución de la superficie de bosques asociada a cambios en el uso de la tierra (ej. agriculturización)	Grau et al. 2005, Paruelo et al. 2005, Boletta et al. 2006, Morello et al. 2007, Volante et al. 2012 Correa et al. 2012, Torrela et al. 2013
Fragmentación	1970 - actualidad	regional-local	natural	Fragmentación de la masa boscosa por avance de la agricultura	
Defaunación	1900 - actualidad	regional	natural	Extinción de especies a nivel local/regional	Giraudó 2009
Sobrepastoreo	1900 - actualidad	local - regional	natural	Menor cobertura de gramíneas	Saravia Toledo 1984, Adámoli et al. 1990
Erosión del suelo	1950 - actualidad	local-regional	natural	Pérdida de materia orgánica y nutrientes	Frank y Viglizzo 2010, Viglizzo 2010
Emisión de GEI	1986 - actualidad	regional	natural	La región pasa de ser sumidero a emisora de gases de efecto invernadero (GEI)	Carreño y Viglizzo 2010
Menor eficiencia de uso del agua	1950 - actualidad	regional	natural	Menor uso del agua de lluvia asociado a cambios en la cobertura vegetal	Frank 2010
Cambios en la estructura y composición florística del bosque	1950- actualidad	local	natural	Eliminación del estrato arbóreo; cambios en la cobertura del suelo de los distintos estratos; "arbustificación"; incremento en la densidad de individuos	Burkart 1999, Talamo y Caziani 2003, Torrela et al. 2013
Explotación forestal	1900- actualidad	regional	social	Distintas etapas de explotación de los recursos madereros (postes, durmientes, carbón y varillas, taninos, etc.) de las provincias chaqueñas.	Burkart 1999, Morello et al. 2007, Zarrilli 2008
Cambios demográficos y socioeconómicos	fin de siglo XVIII - actualidad	regional	social	Asociados a dinámicas de ocupación del territorio, explotación de la naturaleza y expulsión de población indígena y campesina. Migración rural-urbana.	Aguerre y Denegri 1992, Rosenzvaig 1996, Paz 1999, de Dios 2006, Soto 2006, Rossi et al. 2007, Krapovickas et al. 2010
Concentración de la tierra	1990 - actualidad	regional	social	Menor cantidad de explotaciones agropecuarias y mayor superficie media por explotación	Domínguez et al. 2006, varios autores en: Román y González 2016
Pérdida de conocimientos/saberes campesino-indígenas vinculados a la naturaleza		regional	social-natural	Interrupción de la transmisión intergeneracional de conocimientos debida a cambios socioeconómicos y culturales (desvalorización conocimientos locales/ difusión de tecnologías "modernas")	Arenas 2012
Pobre infraestructura rural		regional	social-institucional-natural	Carencias de infraestructura vial, transporte, comunicaciones, provisión de agua potable, servicios sociales, mercado para productos locales y falta de regularización de la tenencia de la tierra, conducen a cambios en el uso y la cobertura de la tierra (desmonte y agricultura)	Cardona 2006

4.3.1.2. Modelo preliminar 1: técnicos y especialistas

Participaron de los talleres integrantes de la Dirección de Bosques y Fauna de la provincia de Santiago del Estero, el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA Santiago del Estero), el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (Proyecto Bosques Nativos y Comunidad), la Red Agroforestal Chaco Argentina (REDAF, red de instituciones e individuos vinculados al medio rural en la región chaqueña), el Instituto de Cultura Popular (INCUP, asociación civil vinculada a la agricultura familiar en la región chaqueña), docentes – investigadores de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE) y de la Facultad de Filosofía (UNSE) y docentes de Escuela de la Familia Agrícola (EFA, establecimientos educativos rurales de nivel medio con régimen de alternancia); especialistas en disciplinas diversas, entre ellas: silvicultura, ganadería, forrajes, fauna silvestre, ecología vegetal, ecología del paisaje, sociología, psicología y filosofía.

La degradación del bosque en comunidades campesinas del departamento General Taboada (Santiago del Estero, Argentina), se definió como la disminución o pérdida de doseles superiores (pocos árboles o ausentes), invasión de arbustos, menor biodiversidad (flora y fauna) y suelo degradado (compactación, salinización y cárcavas). A estos indicadores estructurales se agregan baja resiliencia ecológica, menor capital cultural (asociado al bosque), menor capacidad de sustento social (a escala de comunidad) y menor provisión de servicios ecosistémicos.

En relación a los aspectos biofísicos, se considera que la degradación ecológica depende de la perspectiva, estructural o funcional, adoptada para su valoración. Es decir, si hace referencia a diferencias entre la composición actual y prístina del bosque, o si hace hincapié en la pérdida o restauración de procesos, aún bajo ensamblajes de especies diferentes al original (Whisenant 1999). En relación al potencial de uso del agroecosistema, se lo considera un concepto subjetivo, dependiente de intereses diversos (a veces contrapuestos) sobre un mismo recurso.

Como causas directas de degradación del bosque se mencionaron: desmonte; sobreaprovechamiento maderero concentrado en una o pocas especies; sobrepastoreo por carga excesiva y pastoreo continuo; fuego antrópico recurrente; introducción de pastos exóticos, en particular “gatton panic” debido a su comportamiento invasor; plagas, en particular la “langosta quebrachera”, antes presente en poblaciones ínfimas y convertida en plaga a raíz de la expansión agrícola; y reducida movilidad de la fauna silvestre, debido al alambrado perimetral de tierras y la conversión de hábitat. La ausencia de manejo también es considerada causa directa de degradación, en el contexto actual de limitada superficie y bosque degradado.

La susceptibilidad del sistema a eventos climáticos extremos fue considerada de mayor relevancia en este nivel de procesos. Se postuló como propiedad emergente del sistema degradado y a la vez como proceso progresivo, que genera degradación ante la ocurrencia de eventos climáticos que son propios del sistema. Se afirma que hace cincuenta años una sequía no ocasionaba daños. En la actualidad aumenta la incidencia de plagas en el bosque remanente, exacerba el déficit forrajero y el efecto del sobrepastoreo, produce cuantiosas muertes de crías, conduce a una situación económica crítica y a una mayor extracción forestal, para compensar el menor ingreso.

Los anteriores procesos se atribuyen a múltiples causas indirectas de escala local. La pérdida de tenencia de la tierra conduce al desmonte e incrementa la presión sobre el bosque remanente. Los cambios en la estructura familiar, asociados a la emigración de mujeres y niños en etapa escolar, conllevan importantes cambios en las prácticas productivas. La menor diversidad de valoraciones, conocimientos y usos del bosque, la menor capacidad de trabajo y la mayor necesidad económica (asociada al sostén familiar en la ciudad, que recae sobre el hombre que permanece en el campo) conducen a la especialización productiva. Se pasa de una situación de usos múltiples y presión diversificada sobre el bosque, a una situación de elevada presión sobre uno o dos componentes, madera y/o forraje. Entre las causas indirectas se incluyen también la pérdida de saberes, asociada a la interrupción de la transmisión a los más jóvenes, que emigran. Y la desvalorización de esos saberes, que inhibe su reincorporación posterior, aun cuando algunos jóvenes regresan al medio rural.

En este nivel, la organización comunitaria fue considerada de mayor importancia, al regular múltiples procesos del mismo nivel. La organización comunitaria es una estructura íntima que tiene cierta forma de agregación, normas de convivencia y valores que se comparten. Se afirma que esta organización genera una propiedad, que es la resiliencia de la comunidad, para conservar su identidad, su territorio y sus modos de vida. Determina el uso de los espacios comunes, los límites del territorio, la distribución de zonas individuales (por ejemplo, los cercos o clausuras), el rol de los mayores y ancianos en la transmisión de saberes, y los lazos solidarios como mecanismo de intercambio. Hace al uso eficiente de los recursos más limitantes, por ejemplo, se practica un aprovechamiento común y escalonado de la producción de diferentes familias, debido a las dificultades para la conservación de los productos en ausencia de corriente eléctrica. En muchos sitios se ha logrado la instalación de postas sanitarias y escuelas a partir de la organización comunitaria. Se afirma que es la que mantiene la identidad, en referencia a la importancia relativa de las percepciones externas (que tienden a la homogenización cultural) y de los valores y percepciones de la comunidad, sobre el modo de vida propio.

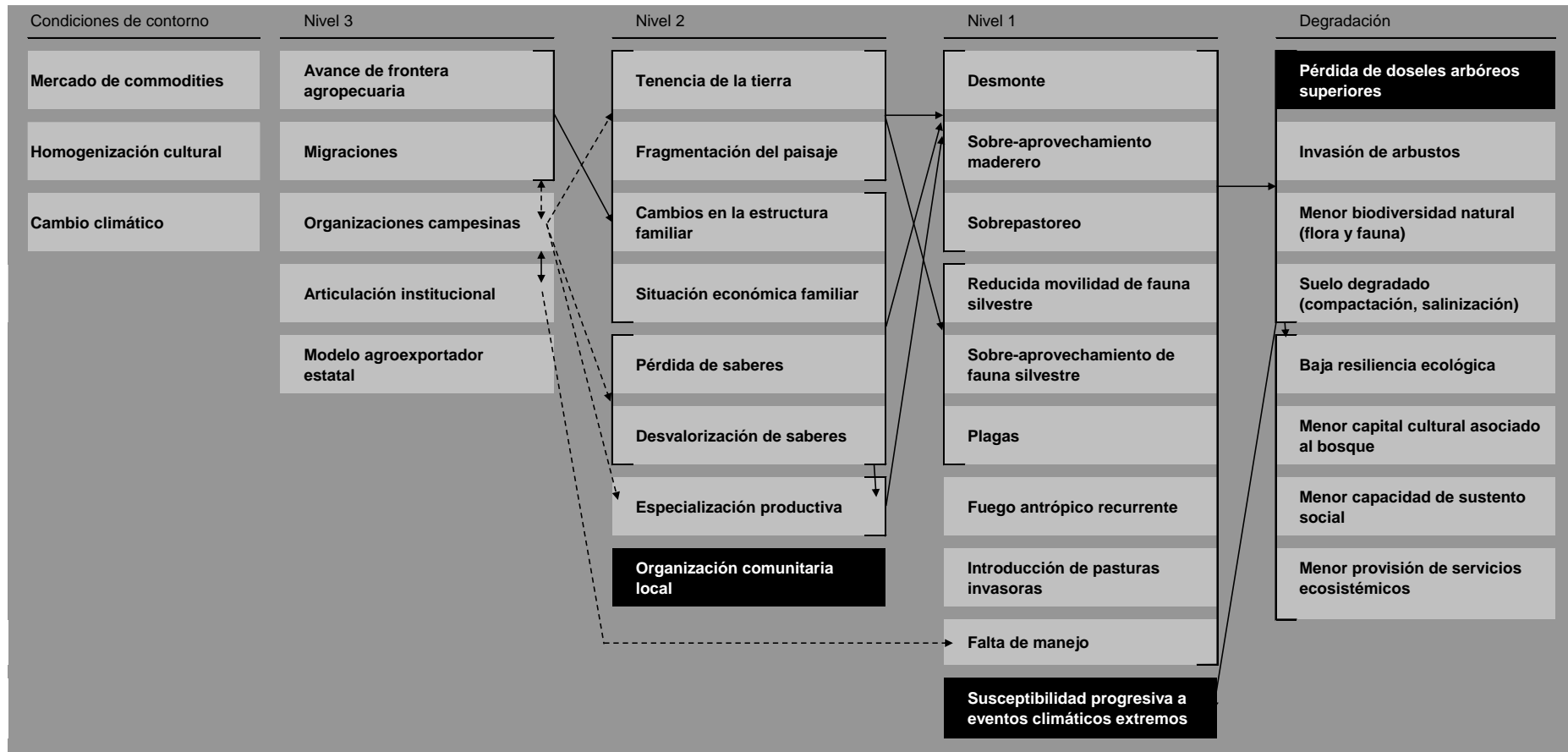
Como causas indirectas de escala regional–nacional, se mencionaron: el avance de la frontera agropecuaria, la estructura de tenencia de la tierra en la provincia y la pobre infraestructura rural (falta de escuelas, caminos y electricidad), como factores de presión hacia la urbanización. Se atribuye gran importancia al rol del Estado que, tanto presente (al fomentar la expansión de un modelo agro–exportador nacional en la región) como ausente (frente a conflictos de tierra), juega un rol decisivo en la pérdida de tenencia, las migraciones, y la limitada capacidad de la Ley de Bosques de actuar. La organización campesina emerge a raíz de los conflictos por la tierra, como el medio a través del cual la organización comunitaria se defiende. Las condiciones de contorno que se consideraron relevantes para los procesos antes mencionados fueron: el mercado de *commodities*, la homogenización cultural y el cambio climático, todas ellas de orden global.

En relación a los procesos históricos de importancia, la radicación de las familias en la zona ocurre entre 1930 – 1940. Inicialmente se extrae madera y se practica ganadería (los bovinos seguían extensas abras de pastizal, de muchos kilómetros de extensión). Luego se agrega el cultivo algodón en pequeña escala (5 – 10 hectáreas). A partir de 1960 – 1970, múltiples factores conducen a una crisis que marca el fin de esa actividad: sequías, inundaciones, plagas, caída del precio del algodón, eliminación de subsidios y surgimiento de los primeros conflictos de tierra relacionados con el avance de la

agricultura industrial (Suncho Pozo del Triunfo, 1965). Los conflictos de tierra se agravan y estallan en 1988 (Grito de los Juríes). En 1989 – 1990 se organiza el Movimiento Campesino de Santiago del Estero (MOCASE), principal organización de tercer grado que opone resistencia al avance. En 1996 se liberan las variedades de soja transgénica y se produce un segundo avance de la agricultura industrial, mucho más intenso que el primero. Entre 1996 – 2006 se registran las mayores tasas de desmonte, concentrándose en el este de Santiago del Estero, la región más húmeda de la provincia, donde se ubica nuestra área de estudio. En 2008 se reglamenta la Ley de Bosques con el objetivo de regular la deforestación y promover el manejo sostenible. Su efectividad durante el período transcurrido hasta la actualidad es controversial y objeto de estudio en la comunidad científica (Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, PICTO Bosques Nativos, 2014).

En la figura 4.1 se muestran los atributos del proceso central (degradación) y las relaciones entre procesos que afectan de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) al proceso central, de acuerdo a la percepción de técnicos y especialistas de instituciones públicas y privadas.

Figura 4.1. Modelo teórico de procesos vinculados a la degradación del bosque en comunidades campesinas del departamento General Taboada (Santiago del Estero, Argentina) según la percepción de técnicos y especialistas de instituciones. En las columnas se muestran (de derecha a izquierda): los atributos del proceso central (degradación), los procesos relacionados de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) con dicho proceso y las condiciones de contorno. Flechas entre cajas: interacciones entre procesos individuales; flechas hacia y/o desde un corchete: interacciones con grupos de procesos. Flecha continua: relación directa; discontinua: relación inversa. En negro se resaltan los procesos considerados de mayor importancia, por regular procesos del mismo nivel.



4.3.1.3 Modelo preliminar 2: productores campesinos

Participaron de los talleres 30 productores campesinos (hombres y mujeres, la mayoría entre 30 y 60 años de edad) pertenecientes a 10 comunidades (Campo Toledo, Canal Melero, Chilcán, Costa de Icaño, El Troncal, Lago Muyo, La India, La Salamanca, Miel de Palo y Yanacón Bajada) ubicadas en el departamento General Taboada, hasta 100 kilómetros de distancia de la ciudad cabecera de Añatuya (Santiago del Estero, Argentina). Todas las comunidades (organizaciones de primer orden) se encuentran articuladas en una misma organización campesina zonal (Mesa Zonal del Ámbito de Tierras), de segundo orden, y ésta se articula con otras similares en la ACINA (Asamblea Campesina Indígena del Norte Argentino), de tercer orden. El área corresponde al este-sur de la provincia, donde el avance de la frontera agropecuaria ha ocurrido con mayor intensidad en las últimas décadas. Todos los productores campesinos participantes crían ganado caprino y/o bovino y realizan usos múltiples del bosque nativo. Los talleres se realizaron en las instalaciones de la ONG INCUPO, en la ciudad de Añatuya, durante dos jornadas consecutivas.

Según los productores entrevistados, el bosque es un espacio multifuncional que incluye tanto la matriz boscosa predominantemente (con todos sus parches, arbóreos, arbustivos y abras de pastizal) como caminos, senderos, áreas domésticas, peri-domésticas y cercos o clausuras (áreas pequeñas restringidas al pastoreo, dedicadas a cultivos agrícolas y forrajeros y a la reserva forrajera de especies nativas), insertos en la matriz.

La degradación del bosque se describió como baja cobertura de pastos nativos, muy baja cobertura leñosa (pocos árboles) o cobertura excesiva (muchos arbustos o mucho quebracho blanco), baja regeneración arbórea, baja diversidad vegetal, baja estabilidad de la oferta forrajera y poca fauna silvestre. En general, estos atributos se definieron desde una perspectiva de uso (ganadero, forestal y múltiple del bosque). La biodiversidad (animal, vegetal y de insectos) fue valorada *per se*, independientemente del potencial de uso, y su preservación fue considerada una cuestión ética.

Los procesos percibidos como causales directos de degradación fueron: extracción forestal excesiva de algunas especies, para madera y carbón, y sobrepastoreo, por carga excesiva y baja movilidad del ganado. Otras causas mencionadas fueron fumigaciones desde campos linderos y, en relación al clima local, más sequías, más heladas tardías, menor altura de vientos fuertes y mayor variabilidad de precipitaciones entre sitios cercanos.

Se hace referencia a mecanismos de retroalimentación positiva entre causas directas y atributos de degradación de orden biofísico. Por ejemplo, la baja cobertura de pastos se asocia al sobrepastoreo y también a la elevada cobertura de quebracho blanco (debido al excesivo sombreado) o de arbustos, originada por la excesiva extracción forestal. Inversamente, las especies amenazadas se asocian con elevada cobertura de pastos bajo el dosel (por ejemplo: algarrobo blanco) o buena provisión de forraje como hojarasca (por ejemplo: quebracho colorado). Se menciona que la diversidad de pastos y especies arbóreas que proveen hojas, hojarasca y frutos en diferentes estaciones del año (por ejemplo: itín, guayacán y tusca) permite amortiguar los efectos de la variabilidad climática sobre la oferta forrajera. La reintroducción de estas especies es valorada porque contribuye además a controlar la invasión de arbustos heliófilos y genera un ambiente apropiado para el re-establecimiento de los pastos, al mejorar las condiciones de humedad. Sin embargo, por tratarse de especies muy preferidas por el ganado, sus

renovales son consumidos en condiciones de pastoreo continuo. Se establece así un círculo vicioso, difícil de revertir.

En relación a lo anterior, el manejo del pastoreo y el manejo de la regeneración leñosa, se consideraron estrategias adaptativas orientadas a impedir mayor degradación e intentar revertirla. En el contexto actual, la ausencia de manejo es considerada causa directa de degradación.

Las herramientas de manejo del pastoreo que se mencionaron fueron el ajuste de carga y la clausura. El manejo de la regeneración leñosa tuvo dos connotaciones. Una, relacionada con criterios de extracción sostenible y relacionada con cuestiones éticas y de compromiso intergeneracional (la ausencia de estos criterios se incluyó como parte del proceso denominado extracción forestal excesiva). La segunda, mencionada como estrategia adaptativa en el párrafo anterior, se refiere al manejo activo de la regeneración (plantación, protección y raleo) y se orienta a la reintroducción de especies (por ejemplo: quebracho colorado y algarrobo blanco), la facilitación de hábitos de crecimiento arbóreos mediante el desarbustado selectivo (en especies que pueden adoptar hábitos de crecimiento tanto arbóreos como arbustivos, por ejemplo, tusca) y la mejora de la fisonomía del bosque mediante el raleo de ramas bajas y árboles adultos que ejercen fuerte competencia sobre otros más valorados.

Respecto a las causas indirectas, el sobrepastoreo se atribuye principalmente a la reducción de la superficie de tierras y la construcción de alambrados, ocurridas a raíz del avance de la frontera agropecuaria. Los cambios en el clima local y las fumigaciones se asocian a la deforestación, debida al mismo proceso. Y la sobre-extracción forestal se asocia con la necesidad económica. La necesidad económica se asocia, por un lado, con el sustento de mujeres y niños que emigran a la ciudad y con cambios en las prácticas que implican menor diversidad de usos de la tierra y menor capacidad de autoabastecimiento. Y por otro, con la menor percepción de ingresos, debido al abandono de la agricultura propia (el algodón) y la menor demanda de mano de obra rural. Se hace especial mención a la construcción de alambrados que, al interrumpir senderos y caminos del bosque comunal, alargan distancias y dificultan el acceso a escuelas rurales.

Los procesos mencionados en el párrafo previo se atribuyen principalmente al efecto combinado de la crisis del algodón y el avance de la frontera agrícola, determinantes del éxodo rural. La emigración campesina se asocia al desmonte y es considerada la situación de degradación más extrema.

Desde la perspectiva histórica, se mencionan los mismos procesos que en el grupo anterior (grupo focal 2) con diferencias sutiles y mayor detalle. Las comunidades indican que la actividad algodonera se mantuvo hasta 1980 – 1985, en ocasiones hasta 1990, a pesar de que, por la crisis del precio, ya no obtenían ganancias con la actividad. Relacionan el arraigo a esa actividad con labores culturales que involucraban a toda la familia y en ocasiones a los vecinos. Se hace referencia a una dependencia progresiva del subsidio estatal (laboreo, semillas, riego y dinero) y se lamenta la pérdida de costumbres relacionadas con el propio laboreo de la tierra, que no se recuperaron una vez que el Estado retiró los subsidios. En relación al cese del apoyo estatal, se hace referencia a un proceso gradual, de varios años, en el que la maquinaria, la semilla y el agua, en aquellos casos donde existe consorcio de riego, se reciben tarde o pasada la época de siembra.

Según las comunidades entrevistadas, un importante quiebre en el equilibrio socio-ambiental se inicia hace aproximadamente cuatro décadas con la crisis del algodón. Hasta entonces, el ingreso (de dinero) y el auto-abastecimiento (de alimentos y otros bienes) dependían de diversas actividades. El dinero provenía de la agricultura familiar (5 – 10 ha propias de algodón), el trabajo temporario en predios vecinos, la ganadería y la actividad forestal. El auto-abastecimiento dependía de la cría de ganado mayor (extensivo) y menor (peri-doméstico), la agricultura de subsistencia, la caza y la recolección. La familia completa vivía y trabajaba en el campo y las actividades culturales involucraban a la comunidad, que compartía una matriz extensa y continua de bosque.

A partir de la “crisis del algodón”, con la pérdida de la agricultura familiar y la menor demanda de mano de obra rural, se reducen drásticamente los ingresos familiares. A raíz de los conflictos de tierras y el avance de la frontera agrícola, muchas familias o parte de ellas emigra a la ciudad. La demanda de dinero para la subsistencia en la ciudad y la relación de precios desfavorable, entre los productos que se venden en el campo y los que se compran en la ciudad, empeoran la economía familiar.

El cambio de la estructura familiar reduce la diversidad de prácticas productivas. En particular, las prácticas de auto-subsistencia asociadas a conocimientos y percepciones de las mujeres sobre el bosque y la elaboración de productos. Paralelamente se reduce la capacidad de trabajo y la transmisión de conocimientos a los más jóvenes. La pérdida de capital cultural asociado al bosque implica una menor capacidad de uso múltiple. A su vez, los efectos de la fragmentación del paisaje y las fumigaciones sobre la biodiversidad natural y planificada, reducen el potencial intrínseco del bosque de proveer bienes diversos para la auto-subsistencia.

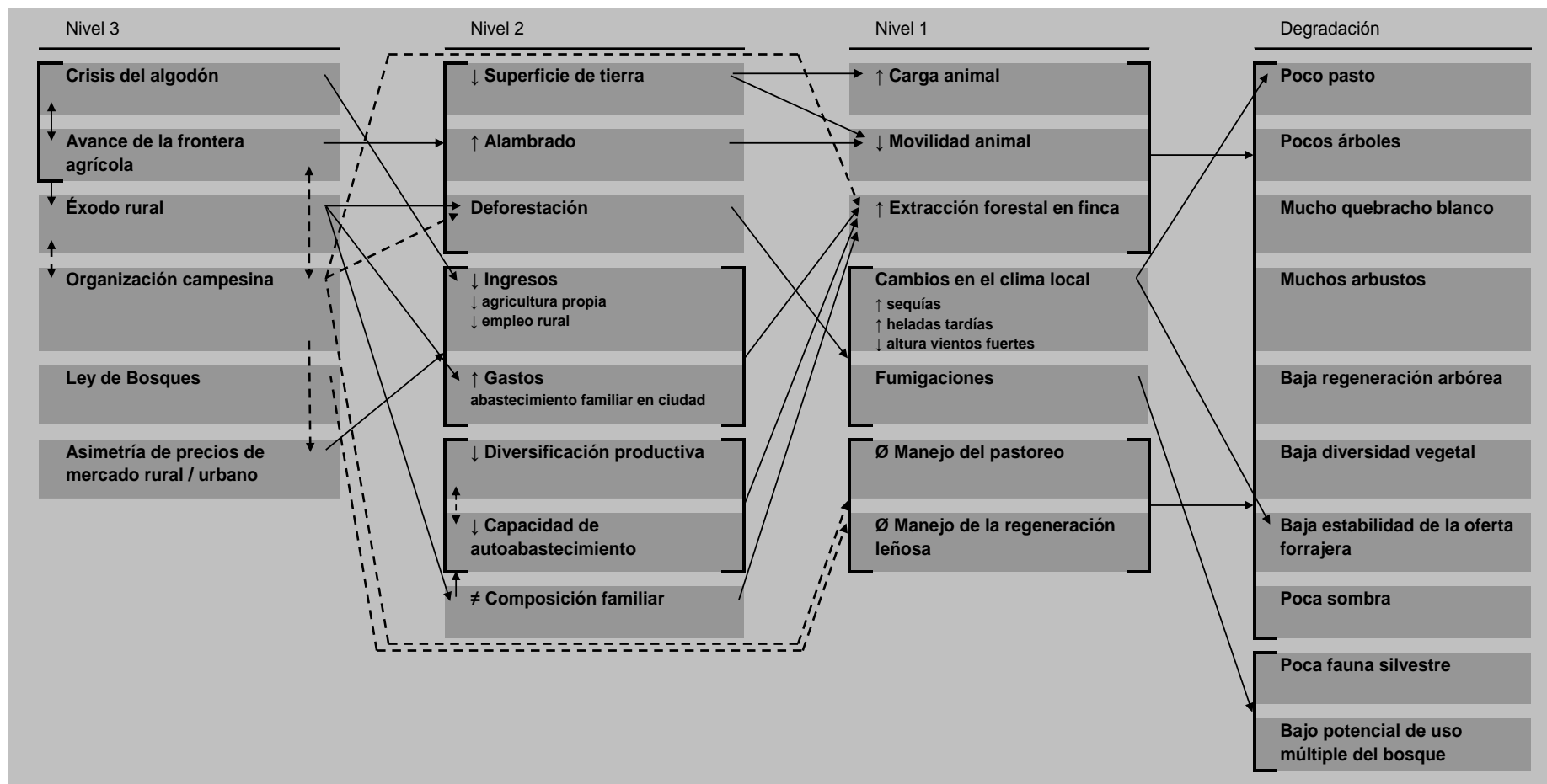
En ese contexto, la organización campesina es considerada una estrategia adaptativa frente a los conflictos de tierras y la necesidad de gestionar infraestructura rural y medios para incorporar estrategias de manejo. Con esos fines, se valora la articulación entre organizaciones y otros actores, como ONG, universidades y otras instituciones públicas.

En la figura 4.2 se muestran los atributos del proceso central (degradación) y las relaciones entre procesos que afectan de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) al proceso central, de acuerdo a la percepción de productores de comunidades campesinas.

4.3.1.4 Modelo final

Las percepciones de los diferentes actores coinciden en gran medida entre sí y con los datos obtenidos a campo en relación a estructura leñosa, regeneración arbórea, productividad, estabilidad y calidad forrajera, biodiversidad florística y condición del suelo (ver: CAPÍTULOS 2 y 3 y ANEXO). También se corroboró la relación entre la fauna silvestre y la matriz de bosque (Rivas y Brassiolo, no publicado) y la asociación entre ésta y la presencia de comunidades campesinas (Guzmán y Brassiolo 2015, Guzmán 2017). Asimismo, fue ampliamente documentada la relación entre el bosque y el capital cultural asociado (Abt-Giubergia 2015).

Figura 4.2. Modelo teórico de procesos vinculados a la degradación del bosque según las percepciones de productores de diez comunidades campesinas de Santiago del Estero, Argentina. En las columnas se muestran (de derecha a izquierda): los atributos del proceso central (degradación) y los procesos relacionados de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) con dicho proceso. Flechas entre cajas: interacciones entre procesos individuales; flechas hacia y/o desde un corchete: interacciones con grupos de procesos. Flecha continua: relación directa; flecha discontinua: relación inversa. Símbolos adyacentes al nombre de un proceso indican ↑: incremento, ↓: disminución y Ø: ausencia.



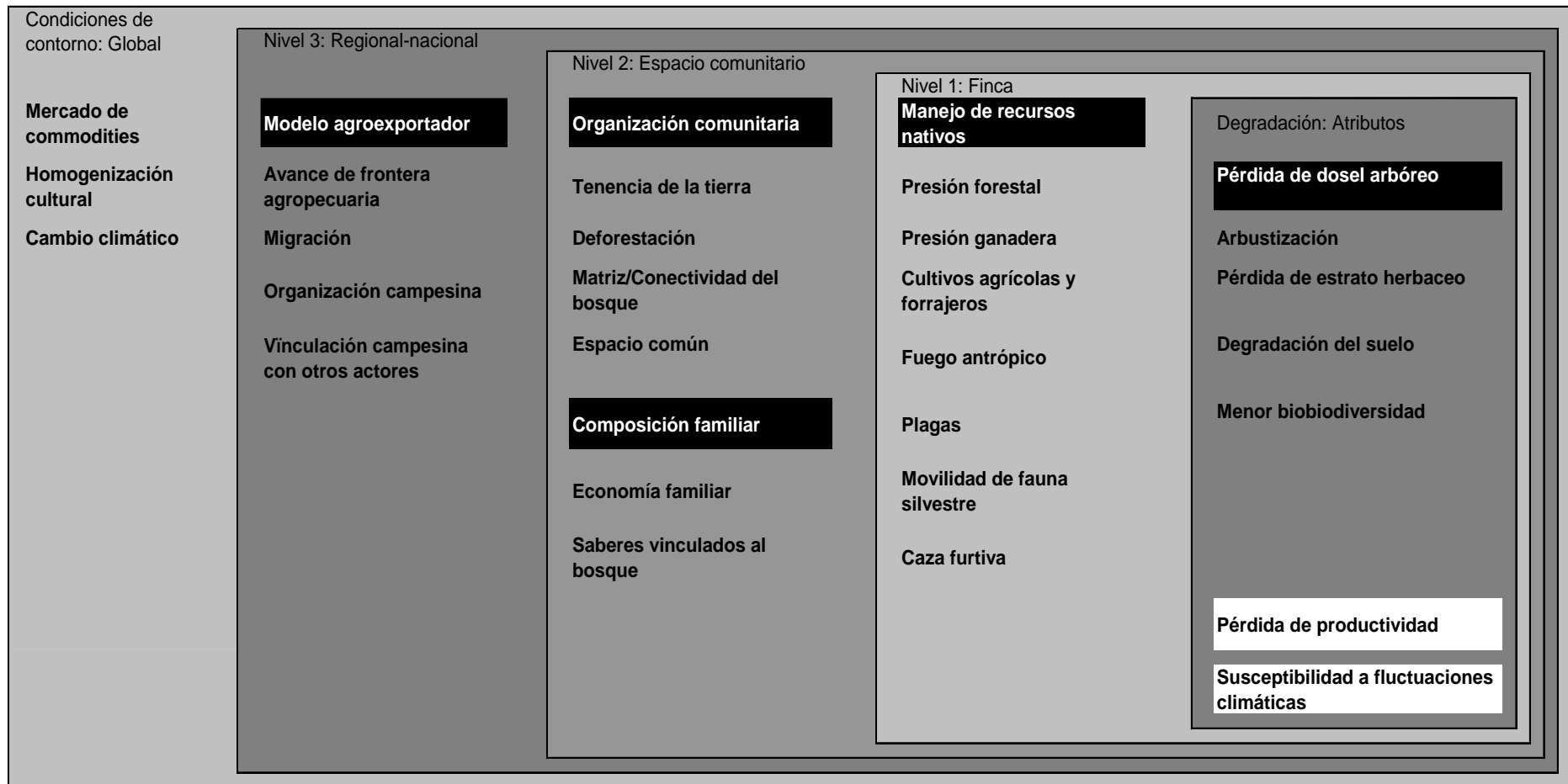
Se advierten diferencias entre las percepciones y los datos de campo, sobre la nula capacidad de recuperación del arbustal. De acuerdo a nuestros resultados, la recuperación de la vegetación en arbustales es más lenta que en bosques, pero podría ocurrir durante ciclos extremadamente húmedos en áreas previamente clausuradas. La clausura previa en arbustales permite la recuperación de la condición física del suelo y el banco de semillas (CAPÍTULO 2). Un aspecto crítico es la regeneración arbórea. Sin embargo, la regeneración es pobre tanto en parches arbustivos como arbóreos y tiende a recuperarse en ambos (si coexisten en la misma matriz) a partir de la exclusión temporaria del pastoreo (Brassiolo 2016).

También se presentan diferencias entre las percepciones de los actores entrevistados (coincidentes entre sí) y la información bibliográfica, sobre la importancia relativa de algunos procesos de degradación. La bibliografía menciona la devastación de la masa boscosa, en particular de la población de quebracho colorado, hacia principios del siglo XX y un proceso de degradación severa del estrato herbáceo entre 1900 y 1950 (Adámoli et al. 1990). Los informantes no perciben degradación severa en ese período y enfatizan procesos posteriores a 1970 (crisis del algodón, expansión agrícola y pérdida de tenencia de la tierra). Cuando se incorpora la escala espacial al análisis, estas discrepancias se reducen. La bibliografía indica degradación herbácea severa en un radio de 500 – 700 metros alrededor de los “puestos”, casas, aguadas y corrales (Adámoli et al. 1990). Los informantes indican que sus vacas caminaban muchos kilómetros. Cuando la disponibilidad de tierra se reduce (a < 100 hectáreas en el 80 % de las fincas; ver ANEXO) el área severamente degradada pasa a representar casi la totalidad del área que se preserva. Mientras que el área que se pierde es en su mayoría deforestada. Ésta situación se vincula a la devastación del bosque por parte de los informantes. Ello coincide con la bibliografía disponible, que reporta el desmonte de más de 3.000.000 de hectáreas entre 1976 y 2012 a escala provincial, la mitad del mismo, concentrado en el período entre 1996 y 2008 (Vallejos et al. 2014).

También existen aparentes diferencias en relación a las percepciones sobre el clima. Mientras que los productores campesinos hacen referencia al cambio climático, en particular a una mayor frecuencia de sequías y variabilidad espacial en las lluvias, los especialistas se refieren a una mayor susceptibilidad del ambiente, debida a la degradación, ante las fluctuaciones propias del clima del lugar. Esta situación se esclarece parcialmente al incorporar la variabilidad temporal y espacial. En coincidencia con los técnicos, los datos provenientes de estaciones meteorológicas locales no muestran un período más seco, siendo incluso un poco más húmedo que los anteriores (precipitación media anual para el periodo 1941–1990: 700 mm y para 1991–2002: 750 mm; Galván et al. 2003). Estas estaciones son fijas y distantes y no permiten corroborar el aumento en la variabilidad de lluvias entre sitios cercanos.

La figura 4.3 muestra el modelo final, consensuado con actores participantes de los tres grupos focales. Éste sintetiza los procesos y las relaciones entre procesos de los modelos anteriores.

Figura 4.3. Modelo teórico de procesos vinculados a la degradación del bosque en comunidades campesinas del departamento General Taboada (Santiago del Estero, Argentina). En las cajas se muestran (de adentro hacia afuera): los atributos del proceso central (degradación), los procesos relacionados de manera directa (nivel 1) e indirecta (niveles 2 y 3) con dicho proceso y las condiciones de contorno. En blanco se resaltan cambios en las propiedades emergentes del sistema y en negro los procesos que ejercen fuerte control sobre procesos del mismo nivel.



4.3.2. El rol de la clausura como estrategia de restauración

Todos los campesinos entrevistados tienen una o más clausuras pequeñas (entre 2 – 20 ha) la cuales incluyen diferentes tipos de cobertura del suelo, con el fin de complementar sus usos. La clausura ha sido tradicionalmente empleada con fines agrícolas. Las generaciones más viejas la llamaban "cerco" o "rastroy" y la distinguían del "potrero", que era un corral más pequeño usado para encerrar animales. La mayoría de las clausuras actuales son de construcción reciente (< 10 años), estimulada por el financiamiento externo, y están orientados a usos múltiples, incluyendo ganadería, silvicultura y agricultura (Cuadro 4.2).

Los objetivos relacionados con la actividad ganadera de las clausuras son: (a) diferimiento de forraje a la estación seca, (b) restauración de pastos nativos de buena calidad forrajera (*Trichloris spp.*, *Digitaria spp.* y *Setaria spp.*), (c) siembra de pastos exóticos muy productivos (*Cenchrus spp.* y *Panicum spp.*), (d) acumulación de frutos de leguminosas bien conservados en el suelo (*Acacia aroma*, *Prosopis kuntzei*), (e) recolección y conservación de frutos de rápida descomposición (*Prosopis alba*, *Prosopis ruscifolia*, *Zizyphus mistol*) y (f) cultivo de cactáceas forrajeras (*Cereus spp.* y *Opuntia spp.*).

Muchas clausuras tienen una porción deforestada dedicada a la agricultura. En ellas el pastoreo se excluye estrictamente durante la estación húmeda y el rastroy es pastoreado durante la estación seca. Otras se usan durante todo el año para el encierre de cabras parturientas y la protección nocturna de cabritos frente a los depredadores.

Otros objetivos comunes son la recuperación de especies leñosas, valoradas tanto por su valor forrajero como maderero (ej. *Prosopis alba*), la protección de la regeneración natural o de individuos plantados, e incluso la inducción de hábitos de crecimiento arbóreos en especies que, bajo pastoreo continuo, suelen crecer como arbustos (ej. *A. aroma*, *Prosopis spp.*). En las comunidades donde la tenencia de la tierra es precaria, las clausuras se utilizan también como evidencia del asentamiento de sus habitantes genuinos.

Cuadro 4.2. Usos de la clausura en 10 comunidades campesinas del departamento General Taboada (Santiago del Estero, Argentina).

Objetivo	Práctica	Órgano / Especie
Ganadería	Recuperación de pastos nativos	<i>Trichloris spp.</i> , <i>Digitaria spp.</i> , <i>Setaria spp.</i> , <i>Pappophorum spp.</i>
	Siembra de pasturas	<i>Panicum maximum</i> , <i>Cenchrus ciliaris</i> , <i>Medicago sativa</i>
	Diferimiento de forraje	Frutos de leguminosas (<i>Acacia aroma</i> , <i>Prosopis kuntzei</i>)
	Plantación de pencas forrajeras	Frutos de cactáceas (<i>Cereus sp.</i> , <i>Opuntia sp.</i>)
	Recolección, molienda y conservación	Frutos de leguminosas (<i>Prosopis alba</i> , <i>Prosopis ruscifolia</i> , <i>Zizyphus mistol</i>)
	Parición, protección nocturna de predadores	Bovinos y caprinos
Agricultura	Cultivos en verano, pastoreo del rastrojo en invierno	
Reforestación	Protección del pastoreo de individuos plantados y regeneración natural	
Apicultura	Ubicación de colmenas fuera del bosque comunal y el tránsito vecinal	Abejas
Otros usos	Recolección de plantas y frutos para alimentación humana, usos medicinales, elaboración de artesanías y usos tintóreos	
Otros objetivos	Ocupación estratégica de tierras en disputa, diversificación de usos de la tierra	

4.4 Discusión

4.4.1 Procesos socio–ecológicos vinculados a la degradación

Todos los especialistas y tomadores de decisión entrevistados, y una parte de las fuentes bibliográficas consultadas, coinciden en que los procesos de degradación más trascendentales ocurrieron durante las últimas cuatro décadas (a partir de 1970). En virtud de ello, nuestro análisis se focaliza en ese período.

La condición previa descripta es un bosque no manejado, extenso y diverso, suficiente para la provisión de bienes e ingresos a las comunidades. La alta redundancia entre subsistemas productivos, capaces de cumplir las mismas funciones (Low et al. 2003) y la alta diversidad de comportamientos posibles del sistema vinculada a lo anterior (Norberg et al. 2008), habrían contribuido a una elevada resiliencia (Holling 1973, Fiksel 2003, Walker et al. 2006) a escala de finca.

La diversificación productiva inicial se traduce en una presión relativamente diversificada sobre el sistema ecológico, cuyos subsistemas se caracterizarían por una baja capacidad de carga individual. Frente a perturbaciones regulares, como la sequía, la elevada biodiversidad y los usos múltiples del bosque nativo garantizan una provisión de bienes relativamente estable (Scoones 1993, Scoones 1995), mientras que en años favorables se acentúa la actividad agrícola, restando presión a la vegetación natural, cuya recuperación es favorecida por las condiciones de humedad. En ese contexto se afirma que “no había necesidad” de ejercer mayor presión ganadera o forestal. La preservación de saberes y valores compartidos contribuyen a mantener esa diversificación y contribuyen, junto con otros aspectos, a la resiliencia de la comunidad (Abt–Giubergia 2015). Se hizo referencia a esta situación como una situación relativamente estable.

Sin embargo, la falta de organización campesina inicial (conectividad modular nula entre comunidades) habría contribuido a una baja resiliencia inicial (Low et al. 2003). Se hace referencia a la pérdida de tierras como un proceso veloz que genera la expulsión numerosas familias (de Dios 2006). Este disturbio ocurre a escala regional y la respuesta adaptativa (la organización campesina) también, lo cual favorece la permanencia de muchas familias en el campo (Webb et al. 2008). Así, la ausencia inicial de organización habría tenido efectos negativos, mientras que la organización posterior habría generado efectos positivos, en relación a la permanencia campesina.

La permanencia en el campo, sin embargo, conlleva importantes cambios en la estructura social y productiva. Dos procesos de escala regional (la crisis del algodón y la expansión agrícola) modifican la estructura del sistema y lo conducen a una situación de inestabilidad. Dicha inestabilidad respondería a una menor disponibilidad de tierra, mayores gastos, menores ingresos y menor diversificación productiva. La biodiversidad natural es variable, aunque amenazada en la mayoría de los casos. Se trata de perturbaciones externas y muy intensas, que alteran el sistema en su conjunto. Debido al carácter circular de algunos procesos de degradación o restauración, descritos en la sección de resultados, el sistema puede tomar al menos dos caminos. Uno se orienta a la degradación y el otro a la reorganización del sistema. Cada realidad probablemente se ajuste a una combinación de ambos.

Cuando la combinación de estos factores ejerce presión sólo sobre uno o dos componentes del sistema (subsistema ganadero o forestal), el sistema cae en una espiral de degradación (ver pág. 74: “mecanismos de retroalimentación”). El sistema degradado se vuelve cada vez más susceptible a perturbaciones internas propias del sistema, como la sequía. Y su ocurrencia, de carácter cíclico, acelera progresivamente la caída en espiral. Mecanismos similares de retroalimentación entre la degradación y el cambio en las condiciones ambientales como consecuencia de la anterior, fueron reportados en áreas comunales ganaderas de regiones secas en África (Sinclair y Fryxell 1985). En situaciones extremas, éste puede ser el paso previo a la transformación del sistema, es decir, a un cambio de régimen (Walker et al. 2006). Se menciona que, a la explotación pura de carbón en tierras muy degradadas, ya improductivas para otros fines, sigue el abandono de la tierra, la venta por poco dinero, la deforestación y la agricultura.

En otros casos, emergen estrategias adaptativas que permiten al sistema reorganizarse (Holling 1996). Estas estrategias radican en recuperar diversificación productiva, reintroducir biodiversidad, ajustar la carga animal e introducir prácticas de manejo ganadero y forestal; en ocasiones, esto incluso permite compensar la reducción de superficie (Figuras 4.4 y 4.5). La clausura es una de las prácticas más difundidas, debido a que se adapta a muchos de esos fines.

Figura 4.4. Modelo teórico de estados y transiciones del sistema socioecológico bosque-comunidad. Esferas simbolizan estados, flechas continuas simbolizan transiciones o cambios de estado, flecha discontinua simboliza cambio de régimen. Estados: A (situación inicial): sistema extenso, diverso, poco manejado, subsidiado, con baja conectividad modular (entre agrupamientos de sistemas o comunidades). Transición 1 (A-B): pérdida de tenencia de la tierra y migración parcial de la familia. Estado B: sistema menos extenso, menos diverso, no subsidiado, con baja conectividad. Transición 2 (B-C): organización campesina, articulación con instituciones, incorporación de manejo. Estado C: sistema poco extenso, diverso, manejado, poco subsidiado, con alta conectividad modular. Transición 3 (B-D): Presión progresiva sobre componente forestal y/o ganadera. Estado D: sistema poco extenso, poco diverso, no subsidiado, con demanda externa de dinero, sin conectividad. Transición 4 (D-E): pérdida total de tenencia, migración de la familia completa. Estado E: agricultura extensiva.

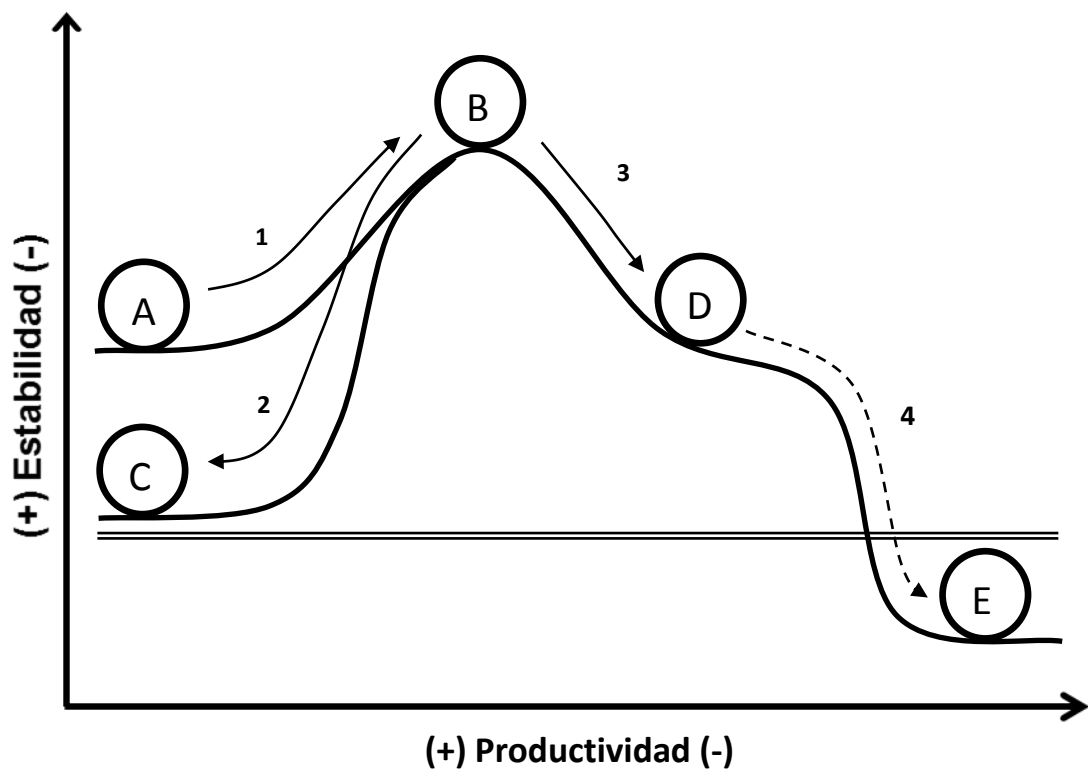
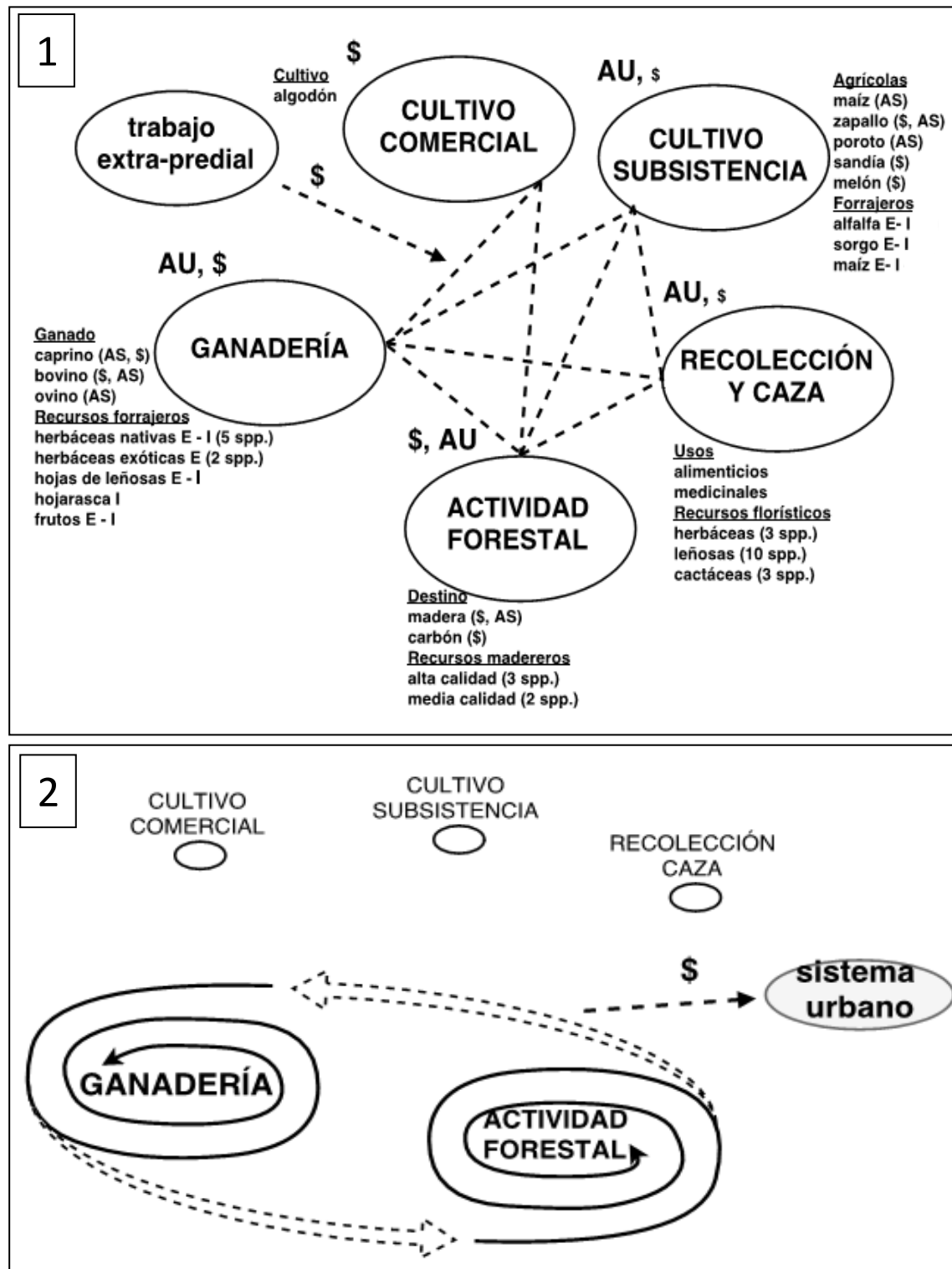


Figura 4.5. Esquema del sistema socioecológico y los subsistemas productivos en dos situaciones: (1) inicial (Estado A de la Figura 4.4) y (2) en espiral de degradación (Estado D de la Figura 4.4). Se indican usos y recursos de cada subsistema (grupos funcionales, especies, estación de uso: E = estival, I = invernal) y dos funciones redundantes entre subsistemas: provisión de bienes para la auto-subsistencia (AU) y provisión de dinero (\$). Los tamaños de los símbolos AU, \$, y de los subsistemas, indican su importancia relativa. Las líneas punteadas indican flujos de materiales y/o energía entre subsistemas.



4.4.2 El rol de la clausura como estrategia de restauración

En el Chaco, al igual que en otras áreas ganaderas comunales, la clausura es impulsada por incentivos socioculturales, institucionales y económicos (Beyene 2010). Todos los productores entrevistados que recibieron subsidios estatales para el manejo sostenible del bosque optaron por destinar parte del subsidio a la construcción de clausuras. Como se esperaba, estas clausuras se usan para restaurar la vegetación y diferir forraje (Mwilawa et al. 2008). No obstante, también se orientan a la diversificación de usos de la tierra (ganadería, agricultura, silvicultura y recolección), de la cual dependen muchas economías campesinas (Altieri 2002).

Existe abundante evidencia acerca del efecto de la clausura (o el descanso del pastoreo) sobre la restauración de la vegetación del área clausurada (Rosenstock 1996, Oba et al. 2000, Angassa y Oba 2010, Verdoodt et al. 2010). Sin embargo, no se encontraron trabajos que sistematicen sus efectos sobre el área circundante fuera de la clausura. En lo que respecta a la producción secundaria a escala de finca como consecuencia del uso de clausuras, se han documentado al menos dos sistemas exitosos. En uno, la siembra de pasturas muy productivas en un área pequeña (10% de la superficie), que se utilizan durante la etapa estival, ejerce un efecto desproporcionado sobre la productividad forrajera global del sistema debido a la baja oferta del área restante muy degradada (Ferrando et al. 2002). Adicionalmente, la reducción de la presión de pastoreo sobre la vegetación nativa durante la estación de crecimiento permitiría revertir la degradación, consecuencia del pastoreo continuo. En otro, la exclusión del pastoreo en un tercio del área total durante años húmedos, cuando el forraje es abundante y el efecto del descanso es mayor, permite mantener buena cobertura y productividad en el largo plazo (Müller et al. 2007). Estas estrategias podrían contribuir a mejorar la producción ganadera en nuestra zona de estudio.

Nuestros resultados revelan funciones adicionales de la clausura, no excluyentes de las anteriores, cuyos efectos estarían relacionados con una presión más diversificada sobre el sistema, una mejor condición de los recursos, y una mayor estabilidad ante fluctuaciones climáticas (propias del sistema) o económicas (externas a él).

4.5 Conclusiones

En este estudio se revelan interacciones recíprocas entre el sistema social y el ecológico, y propiedades emergentes del sistema socioecológico, en apariencia claves para la comprensión de las dinámicas de degradación en la región chaqueña. Se espera que éstas contribuyan a la restauración y el diseño de agroecosistemas donde las funciones de conservación y producción convivan de manera virtuosa. Si bien trabajos previos sugieren que esto no sería factible en la región chaqueña (Grau et al. 2005), este trabajo constituye un primer aporte hacia la comprensión de los mecanismos que posibilitarían dicha convivencia. En ese sentido, se contribuye a un mejor entendimiento sobre el rol y el potencial de la clausura. Entendida hasta aquí como estrategia de restauración *in situ*, es decir, orientada a mejorar la vegetación o el suelo del área clausurada, y a partir de aquí, como estrategia adaptativa eficiente a escala de finca, en un contexto socioecológico adverso. En este sentido, la clausura, como estrategia de recuperación de biodiversidad (enfocada en ciertas especies clave) y de diversificación productiva (incluyendo un área pequeña dedicada a cultivos agrícolas y forrajeros), ejercería un rol *buffer* en la susceptibilidad del sistema finca frente a fluctuaciones climáticas (en

particular, sequías) y económicas, importantes causas de sobrepastoreo y sobre-explotación forestal, es decir, de degradación.

Este estudio de caso ofrece un enfoque novedoso en materia de análisis de estrategias de restauración. A su vez, refleja el potencial complementario entre el enfoque ecológico tradicional y el enfoque socioecológico, de desarrollo incipiente, para la comprensión de problemas de sustentabilidad y la búsqueda de soluciones en contextos reales de degradación.

CAPÍTULO 5

Conclusiones generales

En el Chaco semiárido, el bosque y las comunidades rurales se encuentran amenazados tanto por el avance de la frontera agrícola como por la excesiva presión sobre el bosque remanente. En otras regiones con problemáticas similares, muchos intentos de restauración han fracasado al promover prácticas basadas en principios ecológicos inadecuados o al ignorar la percepción de los actores sociales tomadores de decisión (Hoffmann y Ashwell 2001). Los resultados de esta tesis remarcan la importancia de complementar dichas percepciones y los métodos ecológicos convencionales para abordar problemas de degradación, en sintonía con lo reportado por otros autores (Roba y Oba 2009).

En relación a los aspectos ecológicos, las respuestas de la vegetación a la clausura se ajustaron principalmente al modelo ecológico de estados alternativos, transiciones y umbrales (Westoby et al. 1989), ampliamente aceptado en la actualidad para regiones secas (Vetter 2005). Según este modelo, las dinámicas de la vegetación se encuentran fuertemente controladas por la elevada heterogeneidad espacial y por factores abióticos estocásticos vinculados a la alta variabilidad temporal de las lluvias; condiciones que, combinadas con estrategias de manejo oportunistas, permiten promover transiciones entre estados relativamente estables del ecosistema. Lo anterior se vio reflejado, por un lado, en las dinámicas de la vegetación diferenciales entre bosques y arbustales (heterogeneidad espacial) y entre años normales y húmedos (variabilidad temporal). Y por otro, en la transición iniciada por un estado alternativo relativamente estable, representado por el arbustal, ante la combinación de ciertas condiciones ambientales (año lluvioso) y estrategias de manejo (clausura estacional) (ver CAPÍTULO 2). Pese a ello, los resultados de esta tesis también reflejan un efecto directo del pastoreo sobre las dinámicas de la vegetación herbácea en bosques, tanto maduros como secundarios, donde la reversión del deterioro respondió directamente al descanso del pastoreo, en línea con lo esperable según el modelo sucesional clásico, vigente para regiones más húmedas. Así, nuestros resultados coinciden con la idea de que muchos sistemas ubicados en niveles intermedios de aridez presentarían elementos de ambos modelos (varios autores en: Vetter 2005). Aparentemente, en condiciones de menor humedad, determinadas por la escasez de lluvias y posiblemente por la ausencia de árboles, prevalecería el primero, mientras que en condiciones de mayor humedad, en años lluviosos y bajo la protección arbórea, prevalecería el segundo.

En los bosques heterogéneos estudiados, la clausura estacional resultó exitosa para promover la rápida restauración de la vegetación, el banco de semillas y el suelo, en los parches de bosque con menor nivel de degradación del dosel. En los parches con mayor degradación del dosel, la restauración herbácea respondería a la combinación de: (i) el efecto del descanso sobre las propiedades físicas del suelo, (ii) la ocurrencia de ciclos extremadamente húmedos y (iii) el rol facilitador de los parches menos degradados como fuentes de propágulos para los más degradados (ver CAPÍTULOS 2 y 3). De esta manera, la presencia de parches menos degradados otorgaría cierta resiliencia ecológica al sistema bosque.

La clausura cumple otro rol esencial en el sistema ganadero al amortiguar los efectos de la estación seca, su principal limitante. Se encontró que la clausura aumenta diez a veinte veces la producción primaria de gramíneas en relación al bosque abierto ($1.000 - 2.000$ vs. $100 \text{ Kg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y permite diferir ese forraje a la estación seca, motivo por el cual ejercería un efecto benéfico más que proporcional sobre la producción secundaria al estabilizar la oferta entre estaciones. En el mismo sentido, el manejo

adaptativo del pastoreo, por ambiente y estación, permitiría sacar ventaja de las diferencias que existen entre parches en la estacionalidad de la oferta forrajera. Por ejemplo, el pastoreo estival de un bosque secundario dominado por Algarrobos, que provee pastos tiernos y frutos en la estación de lluvias, podría ser complementado con el pastoreo invernal de un bosque maduro, que provee pasto diferido y hojarasca en la estación seca, o bien de un bosque secundario dominado por tusca, que provee frutos en la misma época (ver CAPÍTULO 4 y ANEXO). Esto apoya la idea de que el manejo ganadero debe ajustarse a la variabilidad espacio-temporal característica de muchos sistemas secos (Scoones 1993, Scoones 1995, Müller et al. 2007).

Los resultados de esta tesis también permiten argüir una opción alternativa a las prácticas de intervención silvopastoril más difundidas en la región, las cuales promueven la simplificación del ecosistema. Actualmente, muchos recursos económicos se destinan al desarrollo de tecnologías de desarbustado. La tecnología más difundida es el “rolo”, cilindro de acero con cuchillas que aplasta y corta los arbustos, liberando recursos para los pastos exóticos (*Panicum spp.* o *Cenchrus spp.*) que se siembran en simultáneo con la pasada del rolo. Pese a su elevado potencial de crecimiento, estos pastos no logran revertir las relaciones de competencia favorables para los arbustos, que en pocos años se restablecen y obligan a repetir el procedimiento, costoso e inaccesible para muchos productores. Menos difundido, el desarbustado selectivo en clausuras permite inducir una fisonomía de bosque secundario a partir de una de arbustal. Esta práctica consiste en eliminar algunos individuos de raíz, preservando otros a 3 – 4 metros de distancia. Se mantienen individuos de porte erecto y tallo único de especies capaces de adoptar hábitos arbóreos, en general Algarrobos, mientras se controla el pastoreo hasta que los árboles futuros superan el horizonte de consumo (Sixto Bravo, Susana Giménez, Emilse Luna y otros productores en entrevistas y talleres, CAPÍTULO 4). Los principios subyacentes a esta práctica coinciden en gran medida con los resultados de esta tesis. Según lo observado, los pastos sólo se superponen a la competencia con arbustos en los años extremadamente húmedos o bajo la protección arbórea (CAPÍTULO 2). Cabe recordar que los arbustos forman parte del bosque natural, donde su cobertura es limitada debido al sombreado. Así, es probable que las estrategias de manejo más adecuadas para la restauración de arbustales no radiquen en remover arbustos, sino en inducir el hábito de crecimiento arbóreo de algunos de ellos, generando simultáneamente las condiciones favorables para el restablecimiento de los pastos.

El abordaje socioecológico utilizado en el CAPÍTULO 4 permitió revelar que la clausura también cumple un rol importante en la diversificación de usos de la tierra a escala de finca. La exclusión temporal del pastoreo en clausuras que tienen una porción deforestada permite realizar cultivos agrícolas y forrajeros, además de diferir pastos y recolectar frutos en la porción de bosque. Estas actividades brindan respuestas alternativas a las fluctuaciones climáticas y de mercado y estabilizan la provisión de bienes e ingresos económicos, mejorando las condiciones de vida de los productores. Se evitan así actividades “de emergencia económica” que son altamente degradativas, como la producción intensiva de carbón. Así, la deforestación de un área pequeña dedicada a la agricultura, contribuiría (irónicamente) a la preservación del bosque.

Otro aspecto llamativo que surge del análisis socioecológico es que, a pesar de que la clausura de una superficie pequeña puede favorecer la restauración de la vegetación, la clausura de toda el área de la finca probablemente generaría una degradación mayor. Al

incorporar múltiples dimensiones y escalas al análisis se encontró que la matriz de bosque in-interrumpida y transitable contribuye a la preservación del sistema. Ello responde tanto a factores ecológicos, por ejemplo la menor movilidad de la fauna silvestre, como sociales en interacción con los anteriores. Por ejemplo, las migraciones humanas vinculadas al menor acceso a escuelas, la menor riqueza de prácticas productivas que permiten mantener una presión diversificada sobre el bosque, o la mayor demanda de dinero de la familia desde la ciudad, que incrementa la presión sobre el bosque remanente (CAPÍTULO 4). Estos resultados muestran que el abordaje de sistemas complejos, aquí utilizado para analizar las interacciones sociedad–naturaleza, permite esclarecer procesos clave vinculados a la degradación. Considerarlos, posiblemente permitirá mejorar la eficiencia de los esfuerzos de restauración.

Como reflexión final, este trabajo constituye un valioso aporte al desarrollo de la agroecología en sistemas extensivos de zonas secas, donde esta disciplina es incipiente. Y por otro, al desarrollo de marcos metodológicos novedosos, necesarios para el abordaje de las interacciones sociedad–naturaleza y la comprensión de problemas de insustentabilidad.

Bibliografía

Abril, A., Acosta, M., Bachmeier, O., Rollán, A. 1993. Efecto de la cobertura vegetal sobre la actividad biológica de un suelo del Chaco Árido. *Revista Argentina de Microbiología*, 25: 15–26.

Abril, A., Bucher, E. 1999. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 12: 159–167.

Abt–Giubergia, M.M. 2015. El bosque como espacio multifuncional para las familias campesinas de Santiago del Estero, Argentina. Tesis de Doctorado en Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina.

Adámoli, J. 2005. Ecorregión Chaco Seco. Pp. 73–100 en Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. (eds.) *La situación ambiental Argentina 2005*. Ediciones Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Adámoli, J., Sennhauser, E., Acero, J.M., Rescia, A. 1990. Stress and disturbance: vegetation dynamics in the dry Chaco region of Argentina. *Journal of biogeography*, 17 (4–5): 491–500.

Aguerre, M., Denegri, G. 1994. Relaciones entre deforestación y evolución socioeconómica en la Región Chaqueña. *Realidad Económica*, 110: 145–154.

Alrøe, H.F., Kristensen, E.S. 2002. Towards a systemic research methodology in agriculture: Rethinking the role of values in science. *Agriculture and Human Values*, 19: 3–23.

Altieri, M. A. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, ecosystems & environment*, 93 (1): 1–24.

Angassa, A., Oba, G. 2010. Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia. *Journal of Arid Environments*, 74: 111–120.

Aragón, A., García, M., Filgueira, R., Pachepsky, Y.A. 2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test: The relationship with organic carbon and water content. *Soil and Tillage Research*, 56: 197–204.

Asner, G.P., Borghi, C.E., Ojeda, R.A. 2003. Desertification in central Argentina: changes in ecosystem carbon and nitrogen from imaging spectroscopy. *Ecological applications*, 13: 629–648.

Asner, G.P., Elmore, A.J., Olander, L.P., Martin, R.E., Harris, A.T. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources*, 29: 261–299.

Augustine, D.J., McNaughton, S.J. 2004. Regulation of shrub dynamics by native browsing ungulates on East African rangeland. *Journal of Applied Ecology*, 41: 45–58.

- Bell, M., Bridge, B., Harch, G., Orange, D. 1997. Physical rehabilitation of degraded krasnozems using ley pastures. *Australian Journal of Soil Research*, 35: 1093–1113.
- Beyene, F. 2010. Driving forces in the expansion of enclosure among pastoral and agropastoral herders in Ethiopia. *Quarterly Journal of International Agriculture* 49 (2): 127.
- Binder, C., Hinkel, J., Bots, P., Pahl–Wostl, C. 2013. Comparison of frameworks for analyzing social–ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4): 26.
- Boletta, P.E., Ravelo, A.C., Planchuelo, A.M., Grilli, M. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228: 108–114.
- Bonino, E.E., Araujo, P. 2005. Structural differences between a primary and a secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. *Forest Ecology and Management*, 206: 407–412.
- Branson, F.A., Reid, E.H. 1981. *Rangeland hydrology*. Kendall Hunt Publishing Company, Dubuque, USA.
- Brassiolo, M.M. 2005. Los bosques del chaco semiárido. *IDIA XXI*, 8: 23–28.
- Brassiolo, M.M. 2016. Manejo forestal por pequeños productores en Santiago del Estero. Una oportunidad para mejorar la estabilidad del ecosistema forestal y la calidad de vida. En *Informe de avance Programa de protección de los bosques nativos*. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Sustentable, Argentina.
- Brassiolo, M.M., Renolfi, R.R., Gräfe, A., Fumagalli, A. 1993. Manejo Silvopastoril en el Chaco Semiárido. *Quebracho*, 1: 15–28.
- Bremer, D.J., Auen, L.M., Ham, J.M., Owensby, C.E. 2001. Evapotranspiration in a Prairie Ecosystem. *Agronomy Journal*, 93: 338–348.
- Breshears, D.D., Nyhan, J.W., Heil, C.E., Wilcox, B.P. 1998. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Sciences*, 159: 1010–1017.
- Breshears, D.D., Rich, P.M., Barnes, F.J., Campbell, K. 1997. Overstory–imposed heterogeneity in solar radiation and soil moisture in a semiarid woodland. *Ecological Applications*, 7: 1201–1215.
- Bresson, L., Moran, C. 1995. Structural change induced by wetting and drying in seedbeds of a hardsetting soil with contrasting aggregate size distribution. *European journal of soil science*, 46: 205–214.
- Burkart, R. 1999. Conservación de la biodiversidad en bosques naturales productivos del subtrópico argentino. Pp. 131–174 en Mateucci, S.D., O.T. Solbrig, J. Morello y Halfpeter G. (eds.) *Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica*. Editorial Unversitaria de Buenos Aires, Buenos Aires.

- Cardona, G. 2006. Problemas ambientales y socioeconómicos asociados a las actuales formas de uso de la tierra en un área de la Región Chaqueña (Argentina). *Revista Ecosistemas*, 15 (3): 158–170.
- Carreño, L., Viglizzo, E. 2010. Efecto de la agricultura sobre la provisión de servicios ecosistémicos. Pp. 47-53 en Viglizzo, E. y Jobbágy, E.G. (eds.) *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico–ambiental*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Casas, R. 1982. Desmonte y habilitación de tierras para la producción de forrajes y granos en el centro-este de Santiago del Estero. Pp. 324–359 en Tonelli, E. (ed.) *Informe de diez años de labor*. Ediciones INTA, Santiago del Estero.
- Cavagnaro, J., Passera, C. 1991. Water utilization by shrubs and grasses in the Monte ecosystem, Argentina. Pp. 225–257 en *Congrès International des Terres de Parours*. Montpellier, France.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Prévost, D., Vézina, L.P., Chalifour, F.P. 1997. Soil aggregation and fungal and bacterial biomass under annual and perennial cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 262–267.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234–242.
- CNA (Censo Nacional Agropecuario). 1988. 2002. 2008. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC), Argentina.
- Costanza, V., Neuman, C. 1997. Managing cattle grazing under degraded forests: An optimal control approach. *Ecological economics*, 21: 123–139.
- Daily, G.C., Ehrlich, P.R. 1992. Population, sustainability, and Earth's carrying capacity. *BioScience*, 42: 761–771.
- Daubenmire, R. 1959. A canopy–coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science*, 33: 43–64.
- De Dios, R. 2006. Expansión agrícola y desarrollo local en Santiago del Estero. Pp. 1–15 en *VII Congreso Latinoamericano de Sociología Rural*.
- Degens, B. 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. *Soil Research*, 35 (3): 431-460.
- Denef, K., Six, J., Bossuyt, H., Frey, S.D., Elliott, E.T., Merckx, R., Paustian, K. 2001. Influence of dry–wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 1599–1611.
- Denef, K., Six, J., Merckx, R., Paustian, K. 2002. Short–term effects of biological and physical forces on aggregate formation in soils with different clay mineralogy. *Plant and Soil*, 246: 185–200.

- Descheemaeker, K., Muys, B., Nyssen, J., Poesen, J., Raes, D., Haile, M., Deckers, J. 2006. Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 233: 21–35.
- Dominguez, D., Lapegna, P., Sabatino, P. 2006. Un futuro presente: Las Luchas Territoriales. *Revista Nómadas*, 24: 239–246.
- Downing, B. 1978. Environmental consequences of agricultural expansion in South Africa since 1950. *South African Journal of Science*, 74: 420–422.
- Drewry, J. 2006. Natural recovery of soil physical properties from treading damage of pastoral soils in New Zealand and Australia: a review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 114: 159–169.
- Drewry, J., Paton, R. 2000. Effects of cattle treading and natural amelioration on soil physical properties and pasture under dairy farming in Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43: 377–386.
- Drewry, J., Paton, R., Monaghan, R. 2004. Soil compaction and recovery cycle on a Southland dairy farm: implications for soil monitoring. *Soil Research*, 42: 851–856.
- Eva, H.D., Belward, A.S., De Miranda, E.E., Di Bella, C.M., Gond, V., Huber, O., Jones, S., Sgrenzaroli, M., Fritz, S. 2004. A land cover map of South America. *Global Change Biology*, 10: 731–744.
- Fernández, R.J., Semmartin, M. 2017. Diferencias entre la perspectiva ecológica y la ambiental; logos, ethos y pathos Pp. 69–81 en Plencovich, M.C., Vugman, L. y Córdón, G. (eds.) *La investigación en las ciencias ambientales*. Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Ferrando, C., Namur, P., Berone, G., Oriente, E., Blanco, L. 2002. *Del peladal a la producción de carne*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Fiksel, J. 2003. Designing resilient, sustainable systems. *Environmental science & technology*, 37: 5330–5339.
- Flombaum, P., Sala, O. 2007. A non-destructive and rapid method to estimate biomass and aboveground net primary production in arid environments. *Journal of Arid Environments*, 69: 352–358.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570–574.
- Galafassi, G.P. 2005. *Naturaleza, sociedad y alienación: ciencia y desarrollo en la modernidad*. Editorial Nordan Comunidad, Montevideo.
- Galván, L., Infante, C., Acuña, L.R. y Angueira, C. 2003. Análisis Espacial de Precipitaciones en la Provincia de Santiago del Estero a escalas temporales mensual y anual. Congreso regional de ciencia y tecnología NOA.

García, R. 2006. *Sistemas complejos*. Editorial Gedisa, Barcelona.

Golluscio, R.A., Austin, A.T., Martínez, G.C.G., Gonzalez-Polo, M., Sala, O.E., Jackson, R.B. 2009. Sheep grazing decreases organic carbon and nitrogen pools in the Patagonian steppe: combination of direct and indirect effects. *Ecosystems*, 12: 686–697.

Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 32: 140–148.

Greenwood, K., MacLeod, D., Scott, J., Hutchinson, K. 1998. Changes to soil physical properties after grazing exclusion. *Soil use and Management*, 14: 19–24.

Guzmán, A. 2017. *Sistemas productivos campesinos y mantenimiento de paisajes en el Salado Centro, Santiago del Estero, Argentina*. Tesis de Doctorado en Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina.

Guzmán, A., Brassiolo, M. 2015. Provisión de servicios ecosistémicos por familias campesinas del Salado centro, Santiago del Estero. *Quipu forestal*, 1: 38–39.

Hayashi, I. 1996. Five years experiment on vegetation recovery of drought deciduous woodland in Kitui, Kenya. *Journal of Arid Environments*, 34: 351–361.

Herrick, J.E., Lal, R. 1995. Soil physical property changes during dung decomposition in a tropical pasture. *Soil Science Society of America Journal*, 59: 908–912.

Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8: 23–29.

Hoffmann, T., Ashwell, A. 2001. *Nature divided*. Juta Academic, South Africa.

Holmgren, M., Scheffer, M. 2001. El Niño as a window of opportunity for the restoration of degraded arid ecosystems. *Ecosystems*, 4: 151–159.

Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 4 (1): 1–23.

Holling, C.S. 1996. Surprise for science, resilience for ecosystems, and incentives for people. *Ecological Applications*, 6: 733–735.

Houghton, R.A. 1994. The worldwide extent of land-use change. *BioScience*, 44 (5): 305–313.

IAASTD 2008. *Agriculture at a Crossroads*. International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD). Johannesburg, South Africa.°

INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 2012. *Agrometeorology* INTA Santiago del Estero, último acceso: 03 de Septiembre de 2012.

- Jenkinson, D., Powlson, D. 1980. Measurement of microbial biomass in intact soil cores and in sieved soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 12: 579–581.
- Joffre, R., Rambal, S. 1988. Soil water improvement by trees in the rangelands of southern Spain. *Acta oecologica. Oecologia plantarum*, 9: 405–422.
- Jones, A. 2000. Effects of cattle grazing on North American arid ecosystems: a quantitative review. *Western North American Naturalist*, 60: 155–164.
- Kay, B. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Advances in Soil Science*, 12: 1–52.
- Kemper, W., Rosenau, R. 1986. Aggregate stability and size distribution. En *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- Klute, A. 1986. *Methods of soil analysis. Part I: Physical and mineralogical methods*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- Kowalenko, C.G. 2001. Assessment of Leco CNS–2000 analyzer for simultaneously measuring total carbon, nitrogen, and sulphur in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32: 2065–2078.
- Krapovickas, J. 2010. Cambio socio–ambiental en el Chaco Argentino y su relación con la expansión de soja en la década de 1990. *Población y sociedad*, 17 (2): 191–194.
- Kunst, C., Ledesma, R., Monti, E., Casillo, J., Godoy, J. 2007. Gramíneas indicadoras de condición en sitios de pastizal del sudoeste de Santiago del Estero. *Revista de investigaciones agropecuarias*, 36: 33–61.
- Kunst, C., Monti, E., Pérez, H., Godoy, J. 2006. Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina, for grazing management and research. *Journal of Environmental Management*, 80: 248–265.
- Labrador, J. 2012. Avances en el conocimiento de la dinámica de la materia orgánica dentro de un contexto agroecológico. *Agroecología*, 7 (1): 91–108.
- Laycock, W.A. 1991. Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands: a viewpoint. *Journal of Range Management*, 44 (5): 427–433.
- Ledesma, R. 2006. Desarrollo de sistemas ganaderos: una alternativa de manejo en ecosistemas degradados del Chaco semiárido, Santiago del Estero, Argentina. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317: 1513–1516.
- López–Ridaura, S., Masera, O., Astier, M. 2002. Evaluating the sustainability of complex socio–environmental systems. The MESMIS framework. *Ecological indicators*, 2: 135–148.

- Low, B., Ostrom, E., Simon, C., Wilson, J. 2003. Redundancy and diversity: do they influence optimal management. Pp. 83–114 en *Navigating social–ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press.
- Ludwig, J.A., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway, D.J., Imeson, A.C. 2005. Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86: 288–297.
- MAE (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Island Press, Washington, USA.
- Magliano, P.N., Breshears, D.D., Fernández, R.J., Jobbágy, E.G. 2015a. Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. *Ecological Applications*, 25 (8). 2094–2100.
- Magliano, P.N., Fernández, R.J., Giménez, R., Marchesini, V.A., Páez, R.A., Jobbágy, E.G. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral*, 26 (2): 95–106.
- Magliano, P.N., Fernández, R.J., Mercau, J.L., Jobbágy, E.G. 2015b. Precipitation event distribution in Central Argentina: spatial and temporal patterns. *Ecohydrology*, 8 (1): 94–104.
- Martinez, L., Zinck, J. 2004. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil and Tillage Research*, 75: 3–18.
- Mazía, N., Moyano, J., Perez, L., Aguiar, S., Garibaldi, L.A., Schlichter, T. 2016. The sign and magnitude of tree–grass interaction along a global environmental gradient. *Global Ecology and Biogeography*, 25 (12): 1510–1519.
- McLaren, R.G., Cameron, K.C. 1996. *Soil science: sustainable production and environmental protection*. Oxford University Press.
- Mengistu, T., Teketay, D., Hulten, H., Yemshaw, Y. 2005. The role of enclosures in the recovery of woody vegetation in degraded dryland hillsides of central and northern Ethiopia. *Journal of Arid Environments*, 60: 259–281.
- Mirzabaev, A., Ahmed, M., Werner, J., Pender, J., Louhaichi, M. 2016. Rangelands of Central Asia: challenges and opportunities. *Journal of Arid Land*, 8: 93–108.
- Moran, E. 2010. *Environmental social science: human–environment interactions and sustainability*. Wiley, Malden, USA.
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F.S. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. FADU, Buenos Aires.
- Morello, J., Pengue, W., Rodríguez, A. 2006. Un siglo de cambios de diseño del paisaje: el Chaco argentino. Pp. 1–31 en *Primeras jornadas argentinas de ecología del paisaje*, Buenos Aires.

- Morello, J., Rodriguez, A., Pengue, W. 2007. Evolución de aglomerados e interacciones urbano rurales: El caso de la llanura Chaco Pampeana Argentina. En Matteucci, S.D. y et al. (eds.) Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural. El caso de la ecoregión pampeana. Orientación Grafica Editora, Buenos Aires.
- Moscuzza, C., Pérez Carrera, A., Fernández Cirelli, A. 2003. Relación entre las actividades agropecuarias y la escasez de agua en la provincia de Santiago del Estero (Argentina). Pp. 35–54 en Fernández Cirelli, A., Abraham, E. (eds.) El agua en Iberoamérica. Aspectos de la problemática de las Tierras Secas. CYTED.
- Müller, B., Frank, K., Wissel, C. 2007. Relevance of rest periods in non–equilibrium rangeland systems—a modelling analysis. *Agricultural systems*, 92: 295–317.
- Mustard, J.F., Defries, R.S., Fisher, T., Moran, E. 2004. Land–use and land–cover change pathways and impacts. *Land change science*, 6: 411–429.
- Mwilawa, A., Komwihangilo, D., Kusekwa, M. 2008. Conservation of forage resources for increasing livestock production in traditional forage reserves in Tanzania. *African Journal of Ecology*, 46: 85–89.
- Nie, Z., Mackay, A., Valentine, I., Barker, D., Hodgson, J. 1997. Influence of pastoral fallow on plant root growth and soil physical and chemical characteristics in a hill pasture. *Plant and Soil*, 197: 201–208.
- Norberg, J., Wilson, J., Walker, B., Ostrom, E. 2008. Diversity and resilience of social–ecological systems. Pp. 46–80 en *Complexity theory for a sustainable future*. Columbia University Press, New York.
- Noy–Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual review of ecology and systematics*, 4 (1): 25–51.
- Oades, J. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56: 377–400.
- Oba, G., Stenseth, N.C., Lusigi, W.J. 2000. New perspectives on sustainable grazing management in arid zones of sub–Saharan Africa. *BioScience*, 50: 35–51.
- Orr, H.K. 1975. Recovery from soil compaction on bluegrass range in the Black Hills. *Transactions of the ASAE*, 18: 1076–1081.
- Paz, R. 1999. Campesinado, globalización y desarrollo: una perspectiva diferente. *Revista Europea de Estudios Latinoamericanos y del Caribe*. *European Review of Latin American and Caribbean Studies*, 66: 107–116.
- Peña Zubiarte, C.A., Salazar Lea Plaza, J.C. 1982. Carta de suelos de los departamentos de Belgrano y General Taboada, provincia Santiago del Estero. Pp. 78–179 en Tonelli, E. (ed.) *Informe de diez años de labor*. Ediciones INTA, Santiago del Estero.
- Perfect, E., Kay, B., Van Loon, W., Sheard, R., Pojasok, T. 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Science Society of America Journal*, 54: 173–179.

- Piñeiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Jobbágy, E.G. 2010. Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology & Management*, 63: 109–119.
- Polanco–Echeverry, D.N., Rios–Osorio, L.A. 2015. Proposed methodology for research into the socioecological resilience of agroecosystems. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 18 (2): 207–219.
- Poorter, L. 1999. Growth responses of 15 rain - forest tree species to a light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. *Functional ecology*, 13: 396–410.
- Pyke, D.A., Archer, S. 1991. Plant–plant interactions affecting plant establishment and persistence on revegetated rangeland. *Journal of Range Management*, 44 (6): 550–557.
- Quiroga, A., Buschiazzi, D., Peinemann, N. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi–arid Argentine pampas. *Soil and Tillage Research*, 52: 21–28.
- Quiroga, R.E., Blanco, L., Oriente, E.L. 2009. Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos. *Ecología austral*, 19: 107–117.
- Raiesi, F., Riahi, M. 2014. The influence of grazing exclosure on soil C stocks and dynamics, and ecological indicators in upland arid and semi–arid rangelands. *Ecological Indicators*, 41: 145–154.
- Ratajczak, Z., Nippert, J.B., Ocheltree, T.W. 2014. Abrupt transition of mesic grassland to shrubland: evidence for thresholds, alternative attractors, and regime shifts. *Ecology*, 95: 2633–2645.
- REDAF (Red Agroforestal Chaco Argentina). 1999. Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Proyecto Bosques Nativos y Areas Protegidas.
- Redman, C.L., Grove, J.M., Kuby, L.H. 2004. Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7: 161–171.
- Reynolds, J.F., Stafford Smith, D.M., Lambin, E., Turner, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P.J., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J., Huber-Sannwald, E., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F., Ayarza, M., Walker, B. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science*, 316: 847–851.
- Richter, C., Snyman, H., Smit, G. 2001. The influence of tree density on the grass layer of three semi–arid savanna types of southern Africa. *African Journal of Range and Forage Science*, 18: 103–109.
- Roba, H.G., Oba, G. 2009. Efficacy of integrating herder knowledge and ecological methods for monitoring rangeland degradation in northern Kenya. *Human Ecology*, 37: 589–612.

- Rockström, J., Steffen, W.L., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 14 (2): 32.
- Román, M.E., Gonzalez, M.d.C. 2016. Transformaciones agrarias argentinas durante las últimas décadas. Una visión desde Santiago del Estero y Buenos Aires. Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Rosenstock, S.S. 1996. Shrub–grassland small mammal and vegetation responses to rest from grazing. *Journal of Range Management*, 49 (3): 199–203.
- Rossi, M.F., Garbossa, G., Oyhenart, E.E. 2007. Evaluación del crecimiento y estado nutricional de aborígenes wichi de Chaco. *Revista Argentina de Antropología Biológica*, 9: 120.
- Rueda, M.P., Kunst, C., Ledesma, N.R., Godoy, J., Navarrete, V. 2012. Preferencia y diversidad de la dieta de caprinos en sistemas silvopastoriles. P. 198 en *Actas II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*. Ediciones INTA, Santiago del Estero.
- Ruiz–Jaen, M.C., Aide, M.T. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13: 569–577.
- Sala, O.E., Austin, A.T. 2000. Methods of estimating aboveground net primary productivity *Methods in Ecosystem Science*, 2: 31–43.
- Salas–Zapata, W.A., Ríos–Osorio, L.A., Álvarez–Del Castillo, J. 2012. Marco conceptual para entender la sustentabilidad de los sistemas socioecológicos. *Ecología austral*, 22: 74–79.
- Sampson, A.W. 1919. Plant succession in relation to range management. US Department of Agriculture.
- Scoones, I. 1993. Why are there so many animals? Cattle population dynamics in the communal areas of Zimbabwe. *Range ecology at disequilibrium*: 62–76.
- Scoones, I. 1995. Exploiting heterogeneity: habitat use by cattle in dryland Zimbabwe. *Journal of Arid Environments*, 29: 221–237.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press, San Diego.
- Scholes, R., Archer, S. 1997. Tree–grass interactions in savannas. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28 (1): 517–544.
- Seastedt, T., Knapp, A. 1993. Consequences of nonequilibrium resource availability across multiple time scales: the transient maxima hypothesis. *American Naturalist*, 141 (4): 621–633.
- Sinclair, A., Fryxell, J. 1985. The Sahel of Africa: ecology of a disaster. *Canadian Journal of Zoology*, 63: 987–994.

Smith, J.G., Eldridge, D.J., Throop, H.L. 2012. Landform and vegetation patch type moderate the effects of grazing-induced disturbance on carbon and nitrogen pools in a semi-arid woodland. *Plant and Soil*, 360: 405–419.

Taboada, M.A. 2004. Soil shrinkage characteristics in swelling soils. INIS-XA-989.

Tálaro, A., Caziani, S.M. 2003. Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 184: 79–92.

Tessema, Z.K., de Boer, W.F., Baars, R.M., Prins, H.H. 2012. Influence of Grazing on Soil Seed Banks Determines the Restoration Potential of Aboveground Vegetation in a Semi - arid Savanna of Ethiopia. *Biotropica*, 44: 211–219.

Thren, M., Zerda, H., Giménez, A., Moglia, G. 1993. Serie Técnica Forestal. Proyecto UNSE-GTZ, Santiago del Estero.

Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 371: 783–785.

Tilman, D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton University Press, USA.

Tilman, D. 1994. Community diversity and succession: the roles of competition, dispersal, and habitat modification. Pp. 327–344 en *Biodiversity and ecosystem function*. Springer Berlin Heidelberg.

Tisdall, J., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water - stable aggregates in soils. *Journal of soil science*, 33: 141–163.

Torrella, S.A., Ginzburg, R.G., Adámoli, J.M., Galetto, L. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *Forest Ecology and Management*, 307: 147–154.

Turnhout, E., Stuijver, M., Klostermann, J., Harms, B., Leeuwis, C. 2013. New roles of science in society: different repertoires of knowledge brokering. *Science and public policy*, 40 (3): 354–365.

Twerdoff, D., Chanasyk, D., Naeth, M., Baron, V., Mapfumo, E. 1999. Soil water regimes of rotationally grazed perennial and annual forages. *Canadian journal of soil science*, 79: 627–637.

Vallejos, M., Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Vale, L.M., Bustamante, M.L., Paruelo, J.M. 2014. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123: 3–11.

Van Auken, O. 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management*, 90: 2931–2942.

van de Koppel, J., Rietkerk, M., van Langevelde, F., Kumar, L., Klausmeier, C.A., Fryxell, J.M., Hearne, J.W., van Andel, J., de Ridder, N., Skidmore, A. 2002. Spatial heterogeneity and irreversible vegetation change in semiarid grazing systems. *The American Naturalist*, 159: 209–218.

van der Hel, S. 2016. New science for global sustainability? The institutionalisation of knowledge co-production in Future Earth. *Environmental Science & Policy*, 61: 165–175.

Verdoodt, A., Mureithi, S.M., Van Ranst, E. 2010. Impacts of management and enclosure age on recovery of the herbaceous rangeland vegetation in semi-arid Kenya. *Journal of arid environments*, 74: 1066–1073.

Verdoodt, A., Mureithi, S.M., Ye, L., Van Ranst, E. 2009. Chronosequence analysis of two enclosure management strategies in degraded rangeland of semi-arid Kenya. *Agriculture, ecosystems & environment*, 129: 332–339.

Vetter, S. 2005. Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments*, 62: 321–341.

Viglizzo, E., Jobbágy, E.G. 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires.

Volante, J., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M., Viglizzo, E., Paruelo, J. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154: 12–22.

Walker, B.H., Anderies, J.M., Kinzig, A.P., Ryan, P. 2006. Exploring resilience in social-ecological systems through comparative studies and theory development: introduction to the special issue. *Ecology and Society*, 11: 12.

Webb, C., Bodin, Ö., Norberg, J., Cumming, G. 2008. A network perspective on modularity and control of flow in robust systems. Pp. 85–118 en Norberg, J. y Cumming, G. (eds.) *Complexity theory for a sustainable future*. Columbia University Press.

Westoby, M., Walker, B., Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of range management*, 42: 266–274.

Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., David, C. 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for sustainable development*, 29: 503–515.

Whisenant, S. 1999. *Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach*. Cambridge University Press.

Yates, C.J., Norton, D.A., Hobbs, R.J. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south - western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology*, 25: 36–47. Yajima, M., Eik, L., Moe, S. 2009. The effects of exclosures in restoring degraded semi-arid vegetation in communal grazing lands in northern Ethiopia. *Journal of Arid Environments*, 73: 542–549.

Yayneshet, T., Eik, L.O., Moe, S.R. 2009. The effects of exclosures in restoring degraded semi-arid vegetation in communal grazing lands in northern Ethiopia. *Journal of Arid Environments*, 73 (4-5): 542-549.

Zarrilli, A. 2008. Forests and agriculture: an overview of the historical limits of sustainability of argentinean forests within the context of 20th century capitalist exploitation. *Luna Azul*, 26: 87–106.

ANEXO

Bases e interrogantes para el manejo sostenible de los recursos forrajeros del bosque nativo en el Chaco semiárido santiagueño

El formato de tesis establecido por la UDEA posee una sección adicional con respecto al establecido por la Escuela Para Graduados “Alberto Soriano” de la FAUBA. Dicha sección consta de una ampliación del marco teórico o “revisión de literatura” y se ubica entre la introducción general y el primer capítulo de resultados (CAPÍTULOS 1 y 2 de esta tesis). Priorizando el formato establecido por la FAUBA, en esta tesis se optó por presentarla como ANEXO.

Introducción

Durante las últimas décadas, a raíz de los procesos de agriculturización ocurridos a nivel nacional, la actividad ganadera en la provincia de Santiago del Estero se intensificó. Debido al desplazamiento de ganado desde otras regiones de mayor aptitud agrícola, en sólo dos décadas las existencias bovinas –y también las caprinas- se incrementaron más de 50% (CNA 1988-2008, SENASA 1990-2010). En la actualidad, la provincia de Santiago del Estero alberga el mayor número de existencias caprinas del país y bovinas del noroeste argentino (NOA) (Rearte 2007, SENASA 2010). A su vez la superficie ganadera se redujo más de un 11% en el mismo período como consecuencia de la conversión de casi un millón de hectáreas de bosque en agricultura, proceso que desplazó o acorraló sistemas ganaderos originales (INDEC 1988-2008, SAyDS 2007). Estos cambios implicaron una mayor presión ganadera sobre sistemas que ya se encontraban con la receptividad muy reducida, muy degradados por el sobrepastoreo, el pastoreo continuo y otros procesos antrópicos (Morello et al. 2012). Dado que cuando la carga animal supera la receptividad se degrada el sistema, se abre un primer interrogante sobre la sostenibilidad del proceso de intensificación descrito.

Algunas de las principales dificultades para estimar la receptividad o para plantear un manejo sostenible radican en la escasez de conocimiento sobre los recursos forrajeros nativos del Chaco, pero también, en las dificultades para reconocer las características particulares de los sistemas ganaderos de la región, sobre los que a veces se aplica una lógica pampeana poco compatible con los ecosistemas y las culturas locales. Mientras que en la región pampeana predominan los productores capitalizados, los establecimientos con límites definidos, el ganado bovino y los recursos forrajeros pastoriles, en la región chaqueña predominan las economías de subsistencia, el uso comunal de la tierra, la coexistencia de diferentes tipos de ganado (bovino y caprino) y los recursos forrajeros del bosque nativo (herbáceos y leñosos), que además son usados para muchos otros fines.

En Santiago del Estero los recursos forrajeros nativos cubren el 72% de la superficie productiva total, entre áreas de bosque (54%) y pastizal natural (18%), aunque han disminuido considerablemente tomando en cuenta que veinte años atrás ocupaban más del 91%. Los recursos forrajeros implantados, que entonces no superaban el 2%, han aumentado y hoy cubren más del 10%, principalmente debido a la difusión de pasturas perennes (9%) (CNA 1988, 2002, 2008*) (Figura 1).

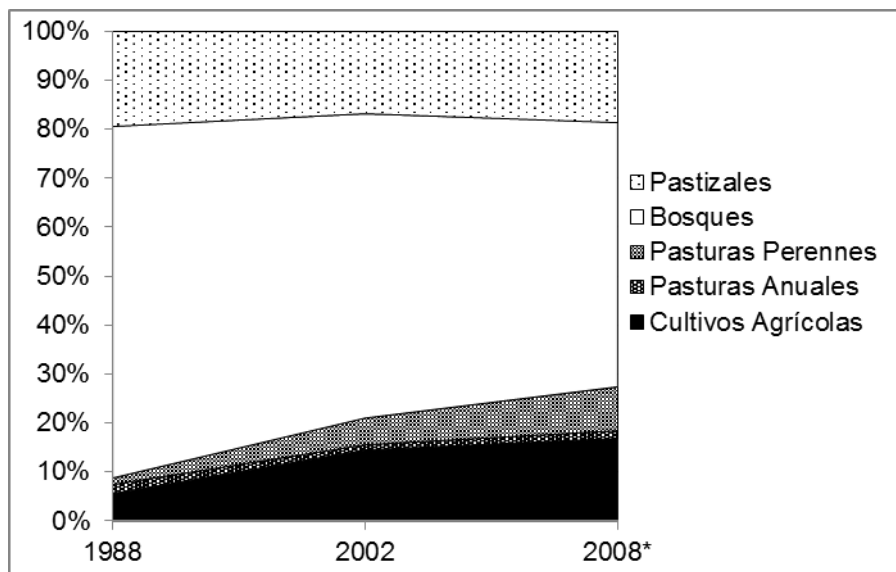


Figura 1. Evolución de las principales coberturas del suelo de uso agropecuario en la provincia de Santiago del Estero. Confeccionado a partir de datos del INDEC, Censos Nacionales Agropecuarios 1988, 2002 y 2008* (resultados provisionales). El análisis de imágenes satelitales corrobora estos últimos datos (Vallejos et al. 2014).

La inclusión de pasturas perennes, en particular especies exóticas megatérmicas de alta productividad como *Panicum maximum* cv. *Gatton* (Gatton panic) (1), permitió aumentos en la carga bovina durante los procesos de intensificación. Sin embargo, el reemplazo de la vegetación nativa por estas pasturas afecta severamente al estrato leñoso que cumple múltiples funciones (económicas, culturales y productivas) esenciales para la subsistencia de los productores mayoritarios en la región. Además, se limita a establecimientos con cierta disponibilidad de capital y acceso a tecnología e insumos, que son minoritarios.

(1) La siembra de pasturas perennes se realiza en áreas deforestadas (intervención más drástica), en abras de pastizal (más leve) o bajo la cobertura arbórea mediante el rolado (intermedia). El rolado consiste en el pasaje de un cilindro metálico con cuchillas y lastre (rolo) arrastrado con tractor o topadora. El rolo corta y aplasta la vegetación arbustiva, y a veces la arbórea, liberando recursos que son aprovechados por las pasturas exóticas, que se siembran en la misma operación. Ello genera importantes aumentos en la productividad forrajera en el corto plazo. Sin embargo, dichos incrementos van mermando con el posterior rebrote y aumento de la biomasa de arbustos. Así, la operación requiere ser repetida cada 4-5 años. El rolado puede tener mayor o menor intensidad y ser más o menos selectivo con respecto al efecto sobre los árboles, en función de la forma (número de pasadas, trayecto) y la maquinaria (ancho del rolo, tractor o topadora) con que se realice. Así, puede implicar desde una intervención intermedia hasta muy severa, tanto como la deforestación. En ningún caso incluye la posibilidad de realizar una labor selectiva sobre los ejemplares de menor tamaño del estrato arbóreo (el renoval).

En Santiago del Estero, la mayor parte de los establecimientos posee ganado caprino y bovino (58,6% de los casos) mientras que el 26,3% posee exclusivamente ganado caprino y el 15,1% exclusivamente bovino (Figura 2.a). El 10% del total de los establecimientos posee una superficie mayor a 1000 ha, casi no posee ganado caprino y concentra el 41% del ganado bovino, el 75% de la tierra y el 76% del área sembrada con pasturas perennes. Por su parte, el 81% de los establecimientos posee menos de 100 ha o no tiene límites definidos. Se trata principalmente de pequeños productores familiares (criollos e indígenas) cuyas economías son de subsistencia y que dependen casi exclusivamente del bosque nativo. A grandes rasgos, el ganado se distribuye entre pocos establecimientos grandes de producción bovina, y muchos establecimientos pequeños o sin límites definidos de producción mixta (Figura 2.b).

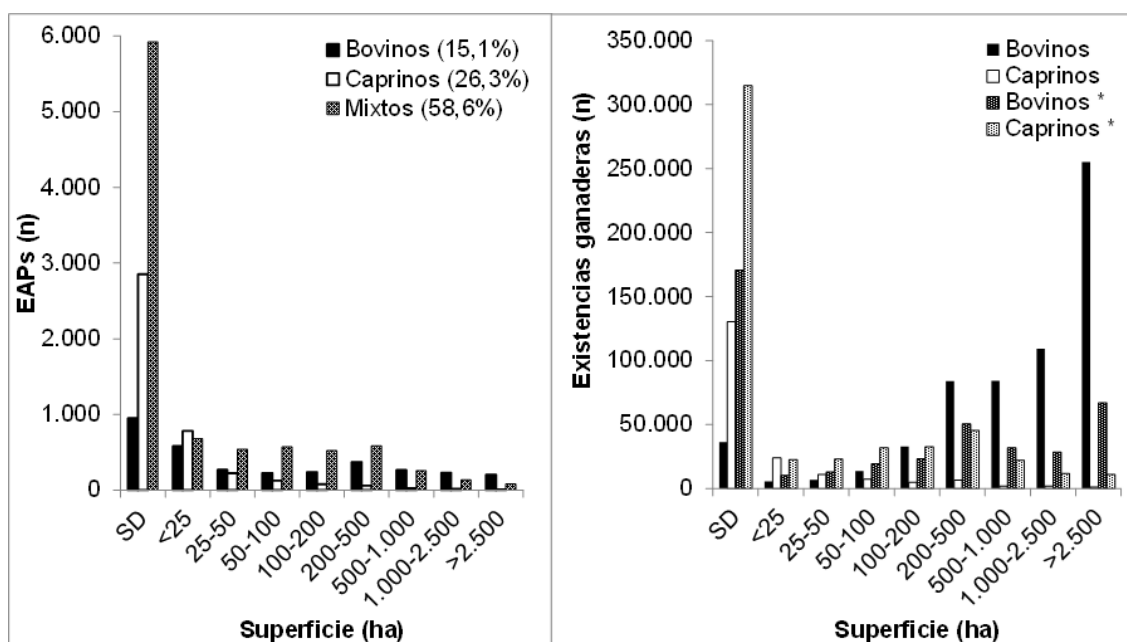


Figura 2.a: (Izq.) Número de establecimientos agropecuarios (n) según superficie (SD: sin límites definidos, <25: menos de 25 ha, 25-50: entre 25 y 50 ha, etc.) y tipo de ganado (Mixtos: establecimientos que poseen ganado bovino y caprino; Bovinos/caprinos: ganado bovino/caprino exclusivamente).

Figura 2.b: (Der.) Existencias ganaderas (n) según superficie de establecimientos (SD: sin límites definidos, <25: menos de 25 ha, 25-50: entre 25 y 50 ha, etc.) y tipo de ganado (Bovinos/Caprinos: existencias en establecimientos que poseen sólo ganado bovino; Bovinos * y Caprinos * existencias en establecimientos mixtos. En cada categoría de superficie (Ej. 25-50), la suma de Bovinos * y Caprinos * representa el total del ganado que poseen los establecimientos mixtos de esa categoría. Figuras confeccionadas a partir de datos del INDEC, Censo Nacional Agropecuario 2002.

En los sistemas de producción bovina, los recursos herbáceos aportan la mayor parte de la dieta, mientras que en los de producción caprina, los recursos herbáceos cumplen un rol secundario ya que las leñosas constituyen el mayor aporte a la dieta. En los sistemas de producción mixta se ha observado un elevado grado de complementariedad en la dieta de bovinos y caprinos alimentados en bosques nativos de la región, existiendo una superposición menor al 30% cuando pastorean en un mismo sitio (Miñon et al. 1991).

Las especies leñosas, además de proveer forraje, cumplen múltiples funciones económicas y culturales para las poblaciones locales. Proveen frutos, hojas, hojarasca, corteza y maderas, para viviendas, postes, varillas, leña, carbón, herramientas, instrumentos musicales, artesanías, usos medicinales, alimentación humana, etc. Incluso en algunas etnias las especies leñosas poseen especial valor espiritual (Cuadro 1).

La deforestación de áreas extensas ha generado severos impactos ecológico-ambientales (2) (Viglizzo y Jobbagy 2010). En función de ello, desde 2006 se han promovido leyes de protección de bosques nativos (3) para regular los cambios en el uso y la cobertura del suelo. En Santiago del Estero las mismas establecen que, sobre 7.644.449 ha de bosque existentes a 2007, 1.046.172 ha (14%) deberán destinarse a protección y no pueden ser modificadas, 952.493 ha (12%) podrán modificarse total o parcialmente (9% para agricultura y 3% para implantación de pasturas), y 5.645.784 ha (74%) podrán destinarse a un uso mixto y sostenible. A su vez, los establecimientos ubicados en esta última categoría, deberán destinar como mínimo 50% del área a la conservación, y como máximo 10% a la implantación de pasturas y 40% al manejo sostenible. Esta última opción incluye la posibilidad de combinar recursos exóticos y nativos, herbáceos y leñosos, siempre y cuando no se comprometa la preservación del bosque.

(2) Balances de carbono (C) negativos resultantes de las quemas del bosque y de las labores agrícolas aún bajo siembra directa; Emisión de gases de efecto invernadero (GEI) con lo cual la región pasó de ser sumidero a ser emisora; Disminución en el stock de C en la biomasa y en el suelo y cambios en la relación entre ambas fracciones; Balances de nitrógeno (N) y fósforo (P) negativos y en el caso del P cada vez más negativos debido a la extracción no compensada; Disminución en el stock de N y P; Pérdidas de materia orgánica, deterioro de la estructura, erosión y salinización del suelo; Pérdida de hábitat y biodiversidad; y en general Menor provisión de servicios ecosistémicos (SE) lo cual implica pérdidas en el bienestar de la sociedad en su conjunto (Cruzate y Casas 2009, Grau et al. 2005, Paruelo et al. 2005, Adámoli 2005, Carreño y Viglizzo 2007, SAyDS 2007, Britos y Barchuk 2008, Zak et al. 2008, Gasparri y Grau 2009, Viglizzo y Jobbagy 2010).

(3) A nivel nacional la Ley N° 26.331 de “Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos”; A nivel provincial la Ley N° 6.841 de “Conservación y uso Múltiple de las Áreas Forestales de la Provincia de Santiago del Estero” y el Decreto N° 1.830/08 que aprueba el “Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia de Santiago del Estero”.

Cuadro 1. Usos múltiples de algunas especies leñosas nativas del Chaco semiárido.

Nombre científico	Especie	Usos					Otras funciones
		Nombre común	Forraje	Madera	Combustible	Alimentación humana	
<i>Acacia aroma</i>	tusca	x [hoja, fruto] (5; 8)	x [postes, cercos, vanillas] (7)	x [leña, carbón] (7)	x [fruta] (ej. para añapa, aloja) (1.a; 3; 5)	x [hojas, corteza] (heridas, cicatrización, antiséptico, antiasmático, problemas estomacales, antidiarreico, depurativo sanguíneo) (2; 3; 6)	x [hospedante de colmenas, importante fuente de néctar y polen, resinas- para curar vasijas, platos y ollas en barro o arcilla, tintórea] (Torres et al. 2007 en: 1.b; 1.d; 7)
<i>Acacia caven</i>	churqui, espinillo	x [hoja, fruto] (8)				x (astringente, antiséptico, antiasmático) (6)	
<i>Acacia praecox</i>	garabato	x [hoja, fruto] (5; 8)			x [fruta] (5)	x (5)	x [instrumentos musicales, tintórea, cordelería] (1.d)
<i>Aspidosperma quebracho blanco</i>	quebracho blanco		x (maderable, herramientas para "meleo") (1.a; Gómez-Perasso 1977 en: 1.b)	x (leña, carbón) (5)		x [corteza, albura] (paludismo, sama, hepático digestivo, gripe, resfrío, dolores caríacos, abortivo, antidiarreico, antiasmático, cicatrizante, febrífugo) (2; 3; 6)	x (hospedante de colmenas, instrumentos musicales - sonajas-, pegamento para cubrir grietas de madera de instrumentos musicales o de vasijas de cerámica [resina], espiritual) (Alderete Nuñez 1945 en: 1.b; Anónimo 1992 en: 1.b; x (hospedante de colmenas, tintórea [frutos], artesanal [frutos]) (Arenas 1983 en: 1.b; Anónimo 1992 en: 1.b; 1.d; 3; 5)
<i>Caesalpinia paraguayensis</i>	guayacán	x [hoja, fruto] (8)	x (maderable, herramientas para "meleo") (1.a; Chase Sardi 2005 en: 1.b)	x (leña, carbón) (3; 5)		x [dolores renales y hepáticos, tos convulsa y afecciones pulmonares, otalgias, astringente -corteza, frutos-] (2; 6)	
<i>Capparis atamisquea</i>	atamisqui	x [hoja] (8)				x (antireumático, digestivo, antiácido) (6)	
<i>Celtis sp.</i>	tala	x [hoja, fruto] (5; 8)			x [fruta] (6)	x (diarrea, dolores estomacales, digestivo, eupéptico, desinfectante, enfermedades respiratorias) (3; 6)	x (artesanal) [madera] (3)
<i>Geoffroea decorticans</i>	chañar	x [hoja, fruto] (5; 8)	x (carpintería) (5)		x [fruta] (1.a; 3; 5)	x (tos, diarrea, dolor de estómago, debilidad, descongestivo, abortivo, emoliente, antiasmático) [corteza, hojas] (2; 3; 6; 8)	

Cuadro 1. (Cont.) Usos múltiples de algunas especies leñosas nativas del Chaco semiárido.

Especie		Usos					
Nombre científico	Nombre común	Forraje	Madera	Combustible	Alimentación humana	Medicinal	Otras funciones
<i>Prosopis alba</i>	algarrobo blanco	x [hoja, fruto] (8)	x (herramientas para telar) (1.d)	x (leña) (3; 5)	x [fruto] (1.a; 3)	x (viruela, sarampión, diabetes, dolores cardíacos, dolores hepáticos, gastralgias, oftalmías, debilidad, astringente, antilítico) [corteza, tallos, hojas, frutos] (1.a; 2; 3; 6)	x (tintórea [resina], hospedante de colmenas, artesanal, espiritual) (1.a; Alderete Núñez 1945 en: 1.b; Torres et al 2007 en: 1.b; 1.c; 1.d; 3)
<i>Prosopis kuntzei</i>	itín	x [fruto]	x (maderable, postes, herramientas para "meleo", herramientas para telar) (1.a; Arenas 1981, 1983, Filipov 1996, en: 1.b; 1.d; 5)				x (artesanal, tintórea [madera], instrumentos musicales) (1.d)
<i>Prosopis ruscifolia</i>	vinal	x [fruto] (8)				x (diabetes, dolores renales, oftalmías) [hojas, corteza] (2; 3)	
<i>Schinopsis sp.</i> (<i>S. lorentzii</i> & <i>S. balansae</i>)	quebracho colorado (santiagueño y chaqueño)	x [hoja, fruto] (5; 8)	x (maderable, postes, herramientas para "meleo") (1.a; Arenas 1983 en: 1.b; 5)	x (leña) (5)		x (tos convulsa) [hojas] (2)	x (hospedante de colmenas, tintórea [madera], espiritual) (Alderete Nuñez 1945 en: 1.b; Anónimo 1992 en: 1.b; 1.c; 1.d)
<i>Schinus sp.</i>	molle	x [hoja, fruto] (1.a; 5)	x (maderable para muebles) (1.a; 5)	x (carbón) (5)		x (enf. dermatológicas, enf. gastrointestinales, antifúngico, antibacterial) (Gundidza 1993, PROFAC 1999 en: 4)	
<i>Zizyphus mistol</i>	mistol	x [hoja, fruto] (5; 8)			x [fruto] (1.a; 3; 5)	x (forúnculos, desinfectante de heridas, antidiarreico) (2; 3)	x (instrumentos musicales - mástil de violín-) (1.d)

Referencias:

- (1) Arenas (2012); (1.a) Rosso y Scarpa (En: Arenas 2012); (1.b) Kamienkowski y Arenas (En: Arenas 2012); (1.c) Suárez (En: Arenas 2012); (1.d) Martínez (En: Arenas 2012); (2) Scarpa (2009); (3) Quiroga Cortez (2007); (4) Arrázola Rivero et al. (2002); (5) Zerbato y Degano (2003-2005); (6) Del Vitto et al. (1997); (7) Funes et al. (2007); (8) Scarpa (2007).

La búsqueda de mayor productividad, tanto agrícola como ganadera, a menudo entra en conflicto con la persistencia de los recursos nativos, cuyas múltiples funciones y dimensiones, sociales, ecológicas, económicas, culturales, es necesario preservar. Según Morello et al. (2012) se está reemplazando un tipo de cobertura vegetal de la cual poco se conoce su valor productivo potencial. Ello nos conduce al siguiente interrogante: ¿Cuál es el potencial forrajero del bosque nativo en el Chaco semiárido? Este interrogante ha sido expresado por décadas por técnicos e investigadores (Díaz 1962, Karlin 1983, Martín et al. 1993b, Rossi 2010). Sin embargo, no ha sido suficientemente explorado y por eso continúa vigente. Acercarnos a esta respuesta nos ayudará a comprender en qué circunstancias es indispensable generar acciones para la recuperación de los bosques nativos y en qué medida y en qué circunstancias es adecuado complementarlos con especies exóticas, para aumentar la receptividad de manera sostenible. Este trabajo no busca completar esa respuesta, sino sintetizar la información disponible sobre los recursos forrajeros nativos y plantear preguntas relevantes para avanzar en su conocimiento hacia un manejo sostenible. Para ello, se revisa la información disponible sobre los recursos forrajeros presentes en el bosque nativo, utilizando el concepto de receptividad (4) y sus componentes, la oferta forrajera y el consumo preferencial de sus distintos componentes por las diferentes especies animales, como motores de búsqueda. Se revisaron no sólo artículos científicos, sino también comunicaciones en congresos y seminarios, artículos de divulgación técnica, tesis de pregrado y posgrado y libros, debido a la escasez de los primeros en relación a algunos temas.

1. Receptividad

La estimación de la receptividad del bosque nativo es compleja y aún no se dispone de métodos confiables para realizarla. La dificultad radica en la diversidad de formas de vida, especies y órganos que componen la oferta, su heterogeneidad espacial vertical y horizontal, su variabilidad temporal estacional e interanual, las variaciones en su calidad, el efecto del estrato arbustivo sobre la accesibilidad y el consumo, la coexistencia de dos o más especies animales con hábitos alimentarios diferentes aunque parcialmente superpuestos, y el efecto del manejo sobre todo lo anterior.

En el Chaco semiárido la receptividad del bosque puede ser muy variable, oscilando entre 2 y 25 (y hasta 90) ha/EV (Kunst et al. 2006b). Algunas de sus limitantes principales están dadas por factores naturales como la escasez de precipitaciones, que pueden oscilar entre 420 y 950 mm año⁻¹ en función del complejo ecosistémico (5) y el

(4) La receptividad ganadera se define como “la densidad máxima de animales que puede mantenerse en un área determinada, en un cierto nivel de producción, sin deteriorar el recurso” y se la calcula como el cociente entre la oferta forrajera y el consumo individual de los animales. La oferta forrajera a su vez surge del producto entre la PPNA y el Índice de Cosecha (IC: consumo por unidad de PPNA) considerado como sustentable. Esto último varía marcadamente de acuerdo a los requerimientos y los hábitos alimentarios de las diferentes especies animales (Golluscio 2009).

(5) Según Morello et al. (2012) la Ecorregión Chaco Seco se divide en tres subregiones y 15 complejos ecosistémicos, en función de características físico-bióticas y socioeconómicas. En particular, la Subregión Chaco Semiárido se divide en 11 Complejos, de los cuales 6 atraviesan la Provincia de Santiago del Estero.

año, y la existencia de una estación seca invernal de 5 a 7 meses de duración. Sin embargo, las principales diferencias (dentro de cada complejo ecosistémico) se deben a factores antrópicos determinantes de la condición de los recursos, y en ocasiones a su combinación con la posición en el paisaje (Kunst et al. 2006b). La tala indiscriminada, el pastoreo continuo y el sobrepastoreo, han conducido a la degradación del bosque, la disminución o pérdida del estrato herbáceo, y la arbustización, disminuyendo la producción forrajera y su accesibilidad. Diversos autores han reportado valores de receptividad de 2-5 a 3-12 ha/EV en sitios de condición buena y 6-12 a 10-25 ha/EV en sitios de condición mala (Anderson et al. 1980, Karlin 1983, Kunst et al. 2006b, Rossi 2010), siendo las condiciones regular y mala muy comunes en gran parte de los establecimientos. Sin embargo, estos valores de receptividad han sido estimados a partir de la productividad del componente herbáceo sin tener en cuenta que el componente leñoso también forma parte de la oferta, en diferente proporción según la especie animal, la presión de pastoreo y la época del año. De esta manera, se estaría subestimando la receptividad para bovinos, y aún más para caprinos.

2. Oferta forrajera

La oferta forrajera global del bosque varía en función de la unidad de vegetación considerada, siendo usual que diferentes unidades coexistan en un mismo lote o parche de bosque. Las unidades de vegetación más comunes son: el “bosque de dos quebrachos” o bosque alto de cuatro estratos (arbóreo superior, arbóreo inferior, arbustivo, y herbáceo), el bosque bajo (el cual carece de estrato arbóreo superior), el arbustal o “fachinal”, y las “abras” (espacios abiertos) de pastizal (REDAF 1999). Los grupos que componen la oferta son: (a) las leñosas, que aportan forraje en forma de hojas, hojarasca, flores, ramitas, corteza y frutos, y (b) las herbáceas, principalmente gramíneas, pero también dicotiledóneas y enredaderas, que aportan forraje en forma de tallos, vainas y hojas.

2. a. Leñosas forrajeras

Las leñosas constituyen la forma de vida dominante en la región, probablemente debido a que poseen numerosas adaptaciones que les permiten tolerar la deficiencia hídrica relacionadas con el sistema radical profundo (Ruthsatz 1974, Nicosia et al. 1991, 1995), los órganos foliares y las estrategias de regeneración (James 1984, Rundel 1991). En esta característica se diferencian de las herbáceas, que son muy afectadas por la sequía (Bordón 1988).

Las leñosas son una fuente importante de forraje durante todo el año y en especial durante la estación seca (Martín et al. 1993a, Dalla Tea et al. 1992, Cora et al. 2005). Algunas de sus cualidades forrajeras más relevantes son: el mantenimiento de hojas verdes por más tiempo que los pastos, el aporte de hojarasca durante la estación seca a partir de las primeras heladas, la brotación anticipada (30 a 45 días) respecto al período de lluvias como respuesta al incremento térmico, el aporte de frutos durante todo el año (Morello y Saravia Toledo 1959, Díaz 1962, Tinto 1977, Karlin 1983, Rodríguez 1985, Martín et al. 2001, Karlin y Díaz 1984, Bordón 1988, Martín y Lagomarsino 2000), y el elevado contenido de proteína y energía en hojas y frutos (Morello y Saravia Toledo 1959, Díaz 1962, Ledesma y Medina 1969, Menvielle y Hernández 1985, Nicosia et al. 1993, Martín y Lagomarsino 2000) (Cuadro 2).

Las hojas de leñosas poseen en general muy buena calidad forrajera. Algunos autores asumen valores de Proteína Digestible superiores a 12% y de Digestibilidad *in vitro* superiores a 50%, parámetros indicativos de buen valor nutricional (Nicosia et al. 1993). Bajo ese supuesto las especies de buen potencial nutritivo serían algarrobo blanco, algarrobo negro, brea, garabato, guayacán, mistol, tala, talilla, tusca y poleo, y las de potencial nutritivo algo menor (aunque relevantes como forraje por otras razones como disponibilidad, estacionalidad, preferencia o participación en la dieta) serían chañar, garabato macho, molles y quebracho colorado (Cuadro 2). Sin embargo, estas valoraciones deben ser tomadas en cuenta con prudencia. Rossi et al. (2008) advierten sobre el contraste notorio entre la Digestibilidad *in situ* y la Digestibilidad *in vitro* de tusca (<28% y ~55% respectivamente), y sugieren que estas diferencias podrían deberse a la presencia de factores anti-nutricionales como taninos, esteroides y particularmente saponinas. Lo contrario ocurre con tala, cuya Digestibilidad *in situ* supera ampliamente la estimada *in vitro* (~72% y ~52% respectivamente), lo cual podría deberse a que algunas metodologías de estimación han sido calibradas para gramíneas. En futuros trabajos, se deberían incluir análisis de Degradabilidad en rumen y Digestibilidad *in situ*, para obtener valoraciones nutricionales más precisas. Adicionalmente, el contenido de energía y la digestibilidad promedio de las hojas de leñosas (Cuadro 2) es similar al de las hojas verdes de gramíneas exóticas como *Panicum maximum* cv. Gatton (EB = 4,37 McalEB/kg MS; DigMS_{in vitro} = 60%).

Un aspecto crítico de las leñosas es que poseen una gran cantidad de biomasa forrajera inaccesible, y que la mayoría de sus hojas verdes se encuentra por encima de la altura máxima de alcance de los caprinos (a más de 1,8 m de altura) (Trujillo García y Ducoing Watty 2007). La cantidad de forraje de hojas verdes al alcance de los animales reportado se encuentra en un orden de magnitud por debajo del de otras fuentes de forraje: 126 kg MS ha⁻¹ (al final de la estación de crecimiento, en un bosque con tres estratos y elevada densidad de arbustos; Martín et al. 2002), 185 kg MS ha⁻¹ (al final de la estación de crecimiento, en un bosque de dos quebrachos con presencia de arbustos) y 49 kg MS ha⁻¹ (en el mismo momento, en un arbustal - bosque bajo de tusca) (Cotroneo 2010). Estos valores serían aún más bajos si el herbívoro considerado fuera el ganado bovino. Algunas especies (e incluso individuos de la misma especie) realizan mayores aportes de hojas, por ser accesibles al ramoneo, y otras realizan un importante aporte de hojarasca, a partir de la senescencia, en función del hábito de crecimiento y el tamaño de las plantas. Por ejemplo, los individuos de tala crecen en ancho de copa pero mantienen alturas accesibles al ramoneo, mientras que los de quebracho colorado, por su altura y porte, ofrecen forraje en forma de hojarasca. Diferente es el caso de tusca, que puede tener hábito de crecimiento tanto arbustivo como arbóreo, en función de los recursos disponibles y el manejo. Sin embargo, en todos los casos las hojas verdes de leñosas tendrían mayor valor por calidad que por la cantidad de forraje que aportan, pudiendo incluso ser usadas en bancos de proteína (Nicosia et al. 1995). Es importante destacar que, en algunos casos, se puede manejar el recurso leñoso para mantenerlo al alcance del ganado.

La hojarasca de leñosas es un recurso forrajero importante durante la estación seca, tanto en esta región (Degano et al. 2000) como en otras de régimen hídrico similar (ej. Caatinga brasileña) (Pfister y Malechek 1986). En un bosque de dos quebrachos del Chaco semiárido, se ha observado que la hojarasca puede aportar, durante la estación seca, alrededor del 23% de la materia seca en la dieta de bovinos y 30% en la de

caprinos (Miñon et al. 1991). Con respecto a la cantidad de hojarasca, Navall (2012) ha reportado valores de 3930 y 2589 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ en un bosque dominado por quebrachos colorado y blanco (y con participación de mistol y algarrobo negro) bajo dos tratamientos: sin y con aprovechamiento forestal respectivamente. El aporte de hojarasca es mayor en bosques más maduros, y menor en bosques que destinan más recursos al crecimiento leñoso. Para conocer el aporte real de hojarasca forrajera, sería necesario contabilizar el aporte por especie, ya que especies como el quebracho blanco, en general no son consumidas por el ganado. El momento de senescencia (y aporte de hojarasca) difiere entre especies. Es más temprana en guayacán, ocurre en plena estación seca en algarrobo blanco, algarrobo negro y mistol, y es más tardía en quebracho colorado (Martín et al. 1997). En el espacio, la hojarasca puede hallarse más dispersa bajo arbustos, como meloncillo o tala, y más concentrada bajo la copa de árboles grandes, como quebracho colorado y mistol. Los bovinos pueden consumir mejor la hojarasca de estos últimos, mientras que los caprinos consumen también la de arbustos dispersos, debido al menor tamaño de boca y mayor capacidad selectiva (Hanley 1982). Sin embargo, se debe tener en cuenta que algunas leñosas arbustivas, en función de su densidad y porte, pueden dificultar el consumo de hojarasca bajo la copa. En relación a la calidad de la hojarasca, los únicos datos disponibles indican que el contenido de N de hojas recién caídas de una mezcla de especies arbóreas es cercano al 1,5%. Este valor aumenta en invierno, primavera y verano, y disminuye ligeramente en otoño. La necromasa en descomposición (broza), por su parte, se mantiene constante durante la estación seca pero decrece abruptamente durante la estación húmeda, reduciéndose un 60% (Torres et al. 2005), lo cual sugiere que las hojas caídas en la estación seca no sufrirían pérdidas en calidad ni en cantidad.

Los frutos de leñosas se encuentran entre los recursos forrajeros más valorados, debido a su muy alta producción potencial, su calidad nutritiva aparentemente buena (aunque escasamente evaluada), la alta preferencia animal y el potencial de uso invernal. Sin embargo, estas características varían mucho entre especies. La producción de frutos puede ser muy elevada y también muy variable, entre especies, individuos y años. La producción de frutos por algarrobo es en promedio 20 kg MS ha⁻¹ año⁻¹, aunque puede variar entre 0 y 100 kg MS ha⁻¹ árbol⁻¹ de acuerdo al régimen de lluvias del año (Karlin y Díaz 1984). En diferentes algarrobales, Saravia Toledo y del Castillo (1989) ha reportado una producción de 400 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ con una densidad de sólo 20 árboles adultos por ha y Karlin (1983) ha reportado producciones entre 500 y 8000 kg de materia fresca ha⁻¹ año⁻¹ (equivalentes a 100 a 160 kg MS ha⁻¹ año⁻¹, asumiendo 80% de humedad). Los ejemplares adultos de guayacán, pueden producir entre 5 y 8 kg MS árbol⁻¹ año⁻¹ (Saravia Toledo, datos no publicados), un aporte muy significativo en bosques con alta densidad de esta especie, frecuentes en zonas del Norte de la provincia. En un arbustal-bosque bajo con cobertura de 70% de tusca, Cotroneo (2010) ha reportado una producción de frutos de 3000 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ en un año extremadamente seco (<350 mm/año). Finalmente, aunque el valor nutricional de los frutos es uno de los aspectos más promisorios de las leñosas, es sin embargo uno de los menos evaluados hasta el momento (Cuadro 2).

Cuadro 2. Contenido de Proteína, Energía y Digestibilidad, en hojas y frutos de leñosas forrajeras nativas de la Región Chaqueña. PB: Proteína Bruta, PD: Proteína Digestible, EB: Energía Bruta, DigMS: Digestibilidad de la Materia Seca.

Especie			Hojas				Frutos			
Nombre científico	Nombre común	PB (%)	PD (%) in vitro	in situ	EB (McalEB/KgMS)	DigMS (%) in vitro	in situ	Vainas PB (%)	Semillas PB (%)	Entero PB (%)
Arbóreas										
<i>Caesalpinia paraguayensis</i>	guayacán	13,1(e);17,8(g) 8 15(j)	12,8(a)		4,69(b)	52,5(a)		4,0(e);10,1(g)	20,5(e)	4-6(j)
<i>Cercidium australe</i>	brea		12,5(a)			52,9(a)				
<i>Proposis alba</i>	algarrobo blanco	11-26(j)	15,6(a)		4,95(b)	55,4(a)		11(g);11,5(i)	35,2(g)	8,9(j)
<i>Prosopis nigra</i>	algarrobo negro	17-18,5(j)	11,7(a)			50,8(a)		11,3(i)		8,2(j)
<i>Prosopis ruscifolia</i>	vinal							10,5(h)	33,8(h)	
<i>Schinopsis quebracho colorado</i>	quebracho colorado	12,6-13,5(j)	7,12(a)		4,84(b)	48,2(a)				
<i>Zizypus mistol</i>	mistol	25,9 (j)	14,7(a)		4,47(b)	51,0(a)				5,4(j)
Arbustivas										
<i>Acacia aroma</i>	tusca	16,22(c);13,6(e) 15-16(j)	11,7(a)	2,98(d)		50,2(a)	27,09(c)	10,4 (e)	21,8(e);27,8(f)	13-15(j)
<i>Acacia caven</i>	churqui	18,5(e); 14-16(j)			4,88(b)			5,2(e)	31,8(e)	11 (j)
<i>Acacia furcatispina</i>	garabato macho		10,4(a)			47,1(a)				
<i>Acacia praecox</i>	garabato		14,1(a)		4,91 (b)	52,4(a)				
<i>Atamisquea emarginata</i>	atamisqui				4,39(b)					
<i>Celtis pallida</i>	talilla	16,14(c)	13,7(a)	13,23(d)	3,53(b)	51,2(a)	72,1(c)			
<i>Celtis spinosa</i>	tala		15,0(a)			53,4(a)				
<i>Geoffroea decorticans</i>	chañar		10,7(a)			49,3(a)				6,4(j)
<i>Lippia turbinata</i>	poleo	16,68(c)	13,9(a)	11,48(d)		51,7(a)	59,29(c)			
<i>Schinus fasciculatus</i>	molle		6,81(a)		4,79(b)	46,8(a)				
<i>Schinus piliferus</i>	molle		6,11(a)		4,79(b)	46,4(a)				

Referencias:

(a) Martín et al. (1993); (b) Nicosia et al. (1993); (c) Rossi et al. (2008); (d) valores calculados a partir de datos de Rossi et al. (2008); (e) Arredondo et al. (1998); (f) Lamarque et al. (2002); (g) Aronson y Toledo (1992); (h) Freyre et al. (2003); (i) Galán et al. (2008); (j) Díaz (1962). Aunque existen controversias en la nomenclatura de las especies de los géneros *Celtis* y *Schinus* (Muñoz 2000, Henrickson 2010, Oakley y Prado 2011), se respetó la utilizada por los autores.

La fructificación de la mayoría de las especies del Chaco semiárido ocurre durante la estación de lluvias, teniendo algunas de ellas prolongados períodos de caída de 70 a 100 días (Martín et al. 2001). Estos autores clasifican a las especies según la duración de su fase de fructificación, entre aquéllas de duración importante (>3 meses), grupo que incluye tusca, talilla, brea y molles, y aquéllas de duración intermedia (2-3 meses), que incluyen garabato, chañar, guayacán y mistol. Cuando los frutos se encuentran por encima del alcance de los herbívoros, desde el punto de vista de la oferta de forraje cobra mayor importancia práctica la duración de la fase de caída de los frutos que la de fructificación en sí misma. Independientemente de la duración de las etapas de fructificación y caída de frutos, si el objetivo es disponer de forraje en la estación seca, las especies cuyos frutos demoran la caída hasta esta estación, como tusca, guayacán, itín y molle, serían clave (Figura 3). En tusca, la época de caída de frutos se asoció con las características del año, ya que en un año con pocas lluvias (<350 mm/año) la caída de frutos que normalmente ocurre en la estación seca se adelantó, dejando caer un 66% de los mismos durante la estación de lluvias (Cotroneo 2010). Los frutos de esta especie son muy valiosos tanto por su elevada producción y valor proteico como por la avidez del ganado por sus frutos (Morello y Saravia Toledo 1959, Martín et al. 1994, Cotroneo 2010). Lamarque et al. (2000) advierten la presencia de semillas de tusca enteras en el guano (estiércol) de cabra, y por eso recomiendan su molienda para un mejor aprovechamiento. Sin embargo, merece estudiarse la proporción de semillas excretadas/ingeridas para precisar si esta práctica es necesaria. En guayacán, la caída es prolongada, ocurre en plena estación seca, y la producción es elevada y estable, independientemente de las precipitaciones y las temperaturas del año (Digilio y Legname 1966, Martín et al. 2001, Aronson y Saravia Toledo 1992). Aronson y Saravia Toledo (1992) indican que las semillas de guayacán también son indigestibles, pero remarcan que, aun así, los frutos son un excelente recurso forrajero debido a la baja relación semilla/fruto (10%), siendo el resto del fruto muy digestible. En itín, la producción por árbol es elevada y los frutos son de gran preferencia animal, aunque expertos locales expresan dudas sobre su contenido de factores anti-nutricionales. En molle, aunque la producción es menor que en las anteriores, el aporte de frutos ocurre al final del invierno, que es el momento más crítico del año.

Otras especies importantes, aunque de producción más estival son algarrobos, mistol y chañar. Los frutos de los algarrobos, son posiblemente los mejor conocidos, poseen alto valor nutricional y fructificación variable entre años. Los frutos caen durante un corto lapso de tiempo en la estación húmeda y están disponibles pocos días, ya sea por la avidez con que son consumidas o por su rápida descomposición (Karlin 1983, Karlin y Díaz 1984). La pérdida por descomposición es frecuente, pues coincide con la época más productiva de pastos y latifoliadas, cuando la oferta forrajera suele superar a la demanda. Mistol posee elevada densidad de plantas por ha y abundante producción de frutos por planta (Delhey 1991, Martín et al. 1994, Martín et al. 2001), aunque de menor valor nutritivo que los de los algarrobos (Karlin y Díaz 1984). Chañar, por su parte, posee un período de fructificación corto pero sus frutos son ávidamente consumidos directamente de la planta (Delhey 1991).

Especie		Estación de lluvias					Estación seca						
Nombre científico	Nombre común	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set
<i>Acacia aroma</i> (b,f)	tusca		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Acacia furcatispina</i> (b)	garabato macho				■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Caesalpinia paraguariensis</i> (a,f)	guayacán	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Geoffroea decorticans</i> (b,f)	chañar		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Prosopis alba</i> (b,f)	algarrobo blanco	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Prosopis nigra</i> (b,f)	algarrobo negro		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Prosopis kuntzei</i> (c,f)	itín			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Prosopis ruscifolia</i> (c, d, f)	vinal		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Schinus fasciculatus</i> (b)	molle	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Zizyphus mistol</i> (b,f)	mistol		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Figura 3. Fenología de la fructificación (negro) y caída de frutos (gris) en especies leñosas nativas de la Región Chaqueña, en función de la estación (de lluvias y seca) y el mes de ocurrencia. Confeccionado a partir de datos de: (a) Aronson y Saravia Toledo (1992); (b) Martín et al. (2001); (c) Legname (1982); (d) Ríos et al. (2008); (e) Palacios y Brizuela (2005); (f) Parra y Ceraolo (2000).

En función de la alta calidad forrajera de los frutos de leñosas, que los hace al mismo tiempo muy susceptibles a la descomposición, han sido evaluados diferentes métodos de conservación que permiten diferir frutos a la estación seca con menores pérdidas. Para frutos de algarrobo, Silva et al. (2000) han probado que la conservación hermética en tachos cerrados con plantas insectífugas como atamisqui, permite preservar la calidad física y química reduciendo el ataque de brúquidos a 11% (sobre el total de vainas). Esta forma de conservación mostró ventajas con respecto a la conservación en “troja”, a la intemperie, en la cual el 100% de las vainas fueron atacadas antes del invierno y la digestibilidad se redujo a menos de la mitad. La conservación hermética, tanto en tachos como en bolsas dobles almacenadas bajo tierra (sin plantas insectífugas) ha sido también probada por Parra (datos no publicados) con resultados similares para moliendas de frutos de algarrobo, vinal y tusca. La molienda mejora además el aprovechamiento de las semillas en el aparato digestivo de los herbívoros. La conservación con insecticida fosforo de aluminio alcanza idéntica efectividad pero entraña mayores costos y mayores riesgos para la salud de personas y animales. El diferimiento de algunos frutos (en particular aquellos que caen durante la estación seca o que por otros motivos son menos susceptibles a la descomposición) puede realizarse también en el suelo, dentro de cerramientos o clausuras estivales. Las clausuras se realizan en un área de bosque (usando alambrado, cerco electrificado, cerco vivo, ramas u otro material) donde se acumula forraje durante la época de lluvias para utilizarlo en la estación seca, al permitir el ingreso animal. Esta práctica está ampliamente difundida en sistemas campesinos e indígenas ganaderos de ésta y otras regiones semiáridas del mundo (Mwilawa et al. 2008). En una clausura de tusca usada sólo durante la estación

seca, Cotroneo (2010) estimó una receptividad invernal de 13 EC/ha (6), siendo 4 ha suficientes para suplementar durante todo el invierno a un hato modal de 53 cabras (Cuadro 3). A su vez, los cerramientos permiten manejar el momento y la duración del pastoreo, lo cual podría desacelerar los procesos de degradación (Metzger et al. 2005) y mejorar el estado de la vegetación, como consecuencia del descanso en la estación de crecimiento (Golluscio et al. 1998). En la región bajo estudio, la práctica de cerramientos durante dos años consecutivos permitió mejorar el estado de la vegetación leñosa y herbácea, la productividad y la receptividad ganadera (Monti et al. 1996-2004 en Kunst et al. 2006a, Rossi 2010). Kunst et al. (2006a) observaron aumentos significativos en la abundancia de gramíneas nativas de valor forrajero como *Chloris ciliata*, *Digitaria insularis*, *Eragrostis sp.*, *Setaria leiantha* y *Trichloris crinita*. De esta manera, la práctica del cerramiento serviría no sólo para preservar forraje de leñosas sino también para mejorar la condición del pastizal natural.

Cuadro 3. Productividad Primaria Neta Aérea forrajera accesible (PPNA_{acc}), Consumo caprino, Índice de Cosecha (IC) medidas en una clausura estival de tusca y en el bosque, y Receptividad calculada a partir de dichos datos para cada estación (de crecimiento y seca) (Cotroneo 2010).

	Estación de crecimiento		Estación seca	
	Clausura de tusca	Bosque	Clausura de tusca	Bosque
PPNA _{acc} (KgMS/ha.estación)	1980	284	2945	(>284)
Duración de la estación (días/estación)	215	215	150	150
PPNA _{acc} (KgMS/ha.día)	9,2	1,3	19,6	1,9
Consumo (KgMS/EC.día)	1,5	1,5	1,5	1,5
IC (KgMS/KgMS)	0,98	0,47	1	(>0,47)
Receptividad (EC/ha)	6	0,4	13	(>0,6)

(6) EC (equivalente cabra): promedio anual de los requerimientos de una cabra de 50 kg de peso vivo que gesta y cría un cabrito hasta el destete a los tres meses de edad. Se asume como $EC = 1/7 \times$ equivalente vaca (Díaz 2007).

2. b. Gramíneas forrajeras

Las gramíneas tienen mayor productividad potencial, aunque también mayor sensibilidad al sobrepastoreo y al déficit hídrico que los recursos forrajeros leñosos. La productividad del pastizal se concentra en la estación de lluvias y es relativamente variable entre años en función de las mismas. La productividad potencial es elevada, aunque la productividad actual se encuentra frecuentemente muy mermada por la degradación (Cuadro 4).

Cuadro 4. Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) y Receptividad (R) de pastizales naturales del Chaco semiárido en pobre y buena condición.

	Condición del pastizal			
	Pobre		Buena	
	PPNA (KgMS/ha.año)	R (ha/EV)	PPNA (KgMS/ha.año)	R (ha/EV)
Anderson (1980)		10-20		
Karlin (1983)		15-20		5-10
Rossi (2008)	600-1000	7-15	2600-3500	2-3
Kunst <i>et al.</i> (2003) (bajos de sabana)	300-1000	>6	2000-5000	2-4
" (media loma)	300	25	2000-3000	3-4
" (loma)	<500	>12	600-1300	5-12

El pastizal natural está compuesto por especies de los géneros *Chloris*, *Digitaria*, *Eragrostis*, *Pappophorum*, *Setaria* y *Trichloris*, entre otros. La calidad forrajera de estas especies es en general buena y disminuye desde el inicio de la estación de lluvias hacia la estación de reposo. Aun así, mantienen contenidos de proteína bruta (PB) aceptables, superando la mayor parte del año el 7% (Ferrando et al. 2006) considerado umbral crítico para el consumo vacuno (Mathis 2000) (Figura 4).

Se destaca por su calidad y amplia distribución en la región Chaqueña *Trichloris crinita*, especie perenne C4 de alto valor forrajero, preponderante en pastizales de buena condición y suelos de textura más fina (Greco y Cavagnaro 2003). En el Chaco árido, Quiroga et al. (2008) observaron que el contenido de PB en *Trichloris crinita* y *Pappophorum caespitosum* disminuye durante la estación de crecimiento, a medida que disminuye la proporción de tejidos verdes, y se estabiliza luego en la estación seca. *T. crinita* posee un contenido de PB en hojas dos a tres veces mayor que *P. caespitosum* durante la estación de crecimiento. Además, *T. crinita* mantiene contenidos de PB de 8-9% en hojas y 5-7% en tallos y vainas aún cuando sus tejidos están secos (Figura 5), lo que indica una buena calidad para su utilización como forraje diferido.

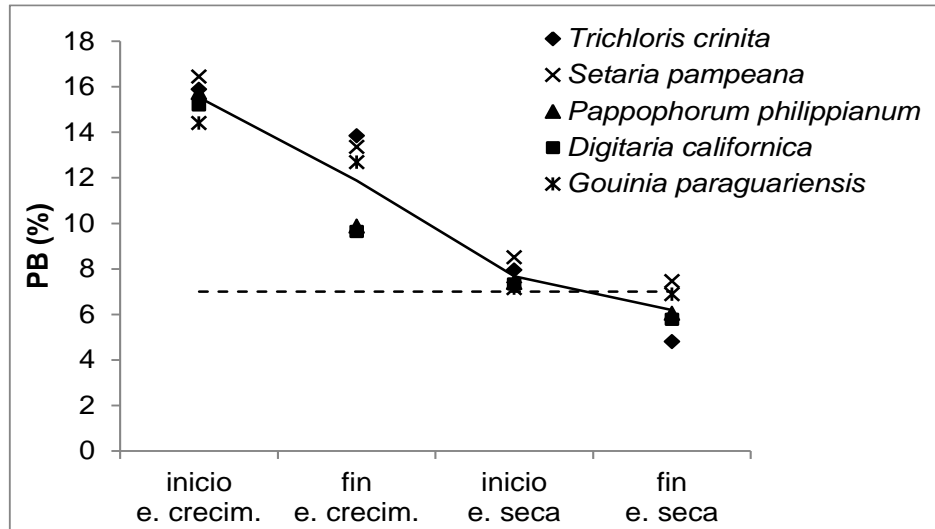


Figura 4. Variaciones en el contenido de Proteína Bruta (PB) de algunas especies gramíneas nativas de la Región Chaqueña, en función del momento del año: inicio y fin de cada estación, estaciones de crecimiento y seca. Línea continua: promedio de las cinco especies; Línea punteada: valor de PB considerado umbral crítico para el consumo vacuno (Mathis 2000). Elaborado a partir de datos de Ferrando et al. (2006). Datos del Chaco árido.

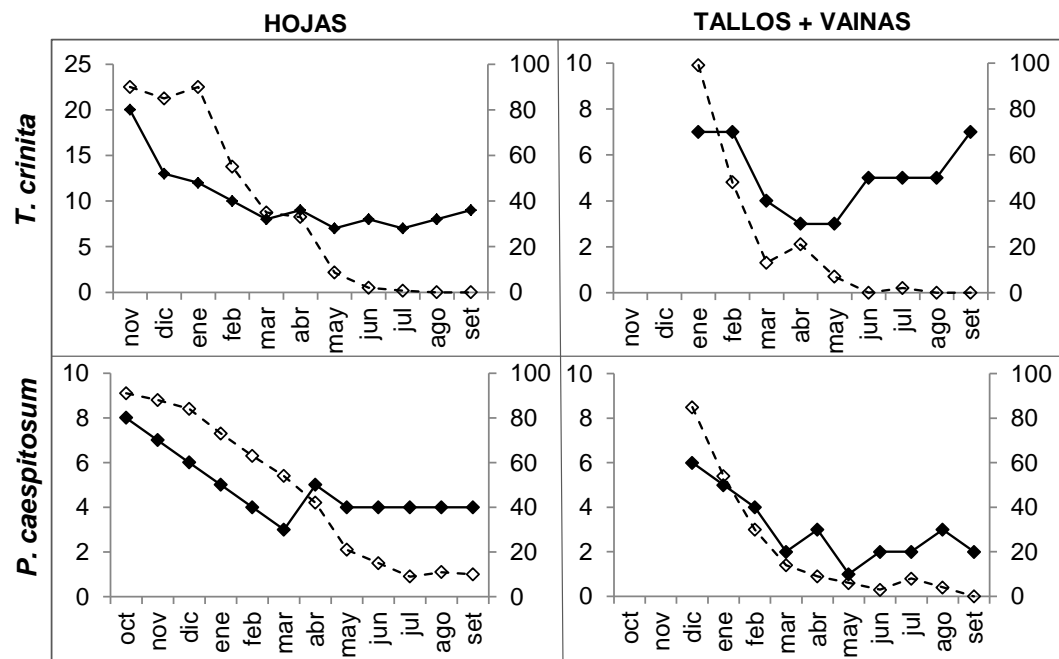


Figura 5. Variaciones en el contenido de Proteína Bruta (PB) (líneas punteadas) y en la proporción de tejido verde (líneas llenas) a lo largo del año; en hojas (izq.) y tallos y vainas (der.) de *T. crinita* (arriba) y *P. caespitosum* (abajo). Confeccionado a partir de datos de Quiroga et al. (2008). Datos del Chaco árido.

La calidad y la productividad de *T. crinita* pueden mejorar mediante el manejo con cortes durante la estación de crecimiento. Bosio (2010) reportó que tres cortes en ese período han generado aumentos del 2-3 % en el contenido de PB, con respecto a un solo corte invernal, en un pastizal natural dominado por *T. crinita* y cobertura mayor a 60% (Figura 6.a). La diferencia en calidad entre tratamientos con y sin corte durante la estación de crecimiento, no se manifiesta en la estación seca, ya que ambos tratamientos muestran valores similares entre sí y con los comentados en el párrafo anterior. Estos resultados sugieren que el contenido de PB en invierno estaría poco ligado al pico alcanzado en verano. El mismo autor reporta que el tratamiento con varios cortes duplicó la productividad, con respecto al tratamiento con un solo corte invernal (Figura 6.b), aunque en ambos tratamientos la productividad fue excepcionalmente baja (900 y 400 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente) debido a la escasez de precipitaciones del año de estudio con respecto a la media histórica del sitio (330 y 690 mm/año respectivamente).

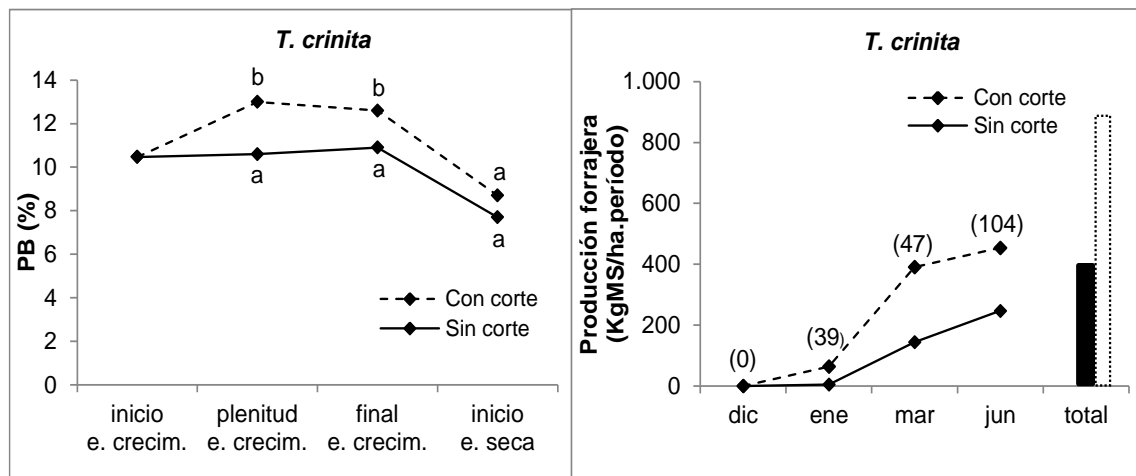


Figura 6.a: (Izq.) Variaciones en el contenido de Proteína Bruta (PB) desde el inicio de la estación de crecimiento hasta el inicio de la estación seca, en plantas de *T. crinita* bajo dos tratamientos: con y sin cortes. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos para la misma fecha (Test Tukey; Alfa <0,05). Adaptado de Bosio (2010). Datos del Chaco semiárido.

Figura 6.b: (Der.) Variaciones en la producción forrajera desde el inicio de la estación de crecimiento hasta el inicio de la estación seca, en plantas de *T. crinita* bajo dos tratamientos: con varios cortes (a 15 cm de altura) y con un solo corte. Los números entre paréntesis indican la cantidad de días desde el último corte. Adaptado de Bosio (2010). Datos del Chaco semiárido.

Estos resultados concuerdan con los hallados por Quiroga (2009a), quien observó en el Chaco árido una respuesta positiva de *T. crinita* a la defoliación, ya que las plantas compensan totalmente en términos de producción de biomasa total, o bien sobrecompensan en cantidad de inflorescencias, propágulos y macollos vivos. Sin embargo, en la misma región, Blanco y Oriente (2003) compararon cuatro cortes estivales (a 10 cm de altura) con respecto a un corte invernal, y si bien no encontraron diferencias en la producción forrajera del año, encontraron mayor producción en las plantas con corte invernal que en las defoliadas en verano al año siguiente (Figura 7). Según los autores, el rebrote de las plantas defoliadas en verano habría ocurrido a partir de hidratos de

carbono de reserva, lo cual comprometió el crecimiento futuro. En cambio Bosio (2010), en el Chaco semiárido, al aplicar cortes menos intensos (a 15 cm de altura), habría permitido que el rebrote ocurra directamente a partir de los productos de la fotosíntesis actual, sin debilitar a las plantas. Cabe mencionar que en estas especies, una diferencia de 5 cm de altura de corte puede implicar diferencias importantes en la cantidad de tejido fotosintéticamente activo remanente. Esto puede explicar la aparente contradicción entre los resultados de ambos experimentos, y apoya la idea de que los pastizales en buena condición serían favorecidos por el consumo en la estación de crecimiento, siempre y cuando el pastoreo se efectúe con intensidad intermedia y descansos. En cambio, los pastizales más deteriorados por el sobrepastoreo requerirían descansos más prolongados en la estación de crecimiento para su recuperación (como se mencionó en párrafos anteriores). En todos los casos, la frecuencia de pastoreo debe adecuarse a la ocurrencia de precipitaciones en el período no sólo para no debilitar las plantas, sino también para permitir una buena producción de semillas que conduzca a mejorar la condición del pastizal. Las consideraciones anteriores sugieren que los Hidratos de Carbono de reserva juegan un papel mucho más importante en la fisiología de los pastos C4 analizados que los pastos C3 de zonas templado-húmedas. Esto es coherente con que los pastos C4 carecen de área foliar verde durante la estación fría, motivo por el cual no disponen de área foliar remanente para retomar el crecimiento en primavera.

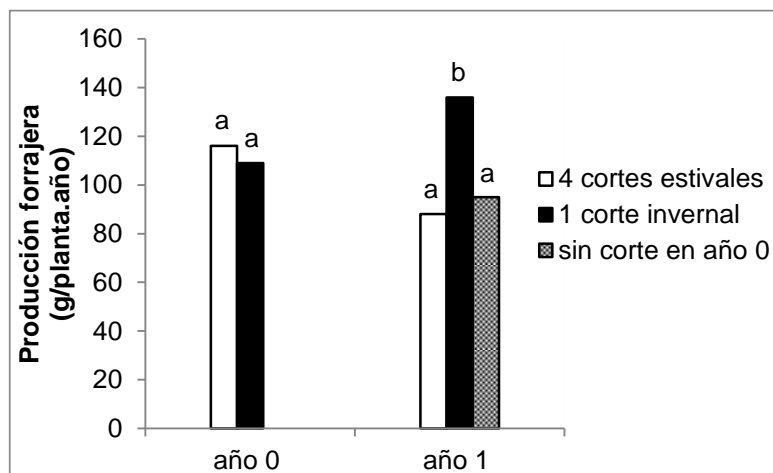


Figura 7. Producción forrajera anual de plantas de *Trichloris crinita* tratadas (a) con 4 cortes intensos estivales (entre diciembre y abril) cada 45 días, (b) con 1 corte invernal y (c) sin corte durante el primer año. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para la misma fecha ($p < 0,05$). Confeccionado a partir de datos de Blanco y Oriente (2003). Datos del Chaco árido.

En situaciones de degradación extrema del tapiz herbáceo se puede requerir el agregado de semillas para rehabilitar el pastizal. El experimento realizado por Quiroga et al. (2009b) en un área degradada por sobrepastoreo en el Chaco árido, muestra que el agregado de semillas (*Pappophorum* spp., *Digitaria californica* y *Trichloris crinita*) generó aumentos en el número de plántulas/m², en mayor medida cuando se combinó con poceado (7) de la superficie. En la actualidad, la disponibilidad de semillas nativas y el conocimiento sobre tecnologías de implantación, son aspectos críticos a la hora de definir estrategias de recuperación de áreas degradadas.

Con respecto a la producción de semillas de *Trichloris crinita*, Mora et al. (2006) observaron que es posible lograr dos cosechas de igual magnitud, en verano (enero) y otoño (abril), con 605 mm acumulados durante la estación de crecimiento (473 mm a la primera cosecha y 132 mm entre la primera y la segunda). Asimismo, demostraron que la producción total de semillas por hectárea es mayor con densidades altas (9,71) que con densidades bajas (4,75) de plantas por ha y que la producción de semillas por planta, y su viabilidad (86%), son máximas con densidades bajas y en la cosecha estival (Figura 8).

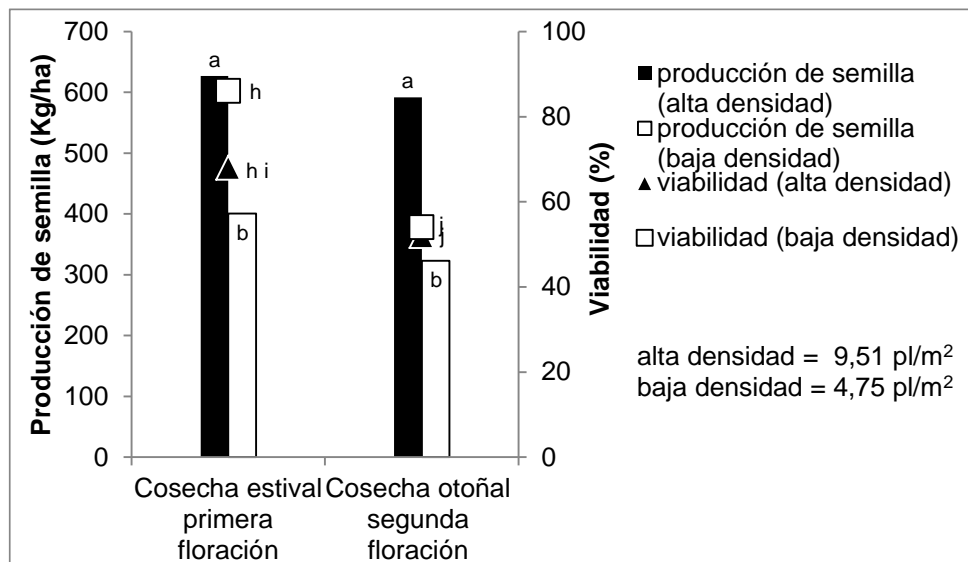


Figura 8. Producción y viabilidad de semillas de *T. crinita* en primera y segunda floración, bajo dos densidades de plantas. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos (Test Tukey; Alfa <0,05). Confeccionado a partir de datos de Mora et al. (2006). Datos de la Ecorregión del Monte, provincia de Mendoza.

(7) La técnica de poceado utilizada en este experimento con el objetivo de remover la compactación superficial, consiste en el pasaje de un rolo pequeño (1,1 m de ancho) cuyas puntas de acero en forma de pala abren pozos de alrededor de 10 cm de diámetro y 5 cm de profundidad con una densidad de 8 pozos/m².

Una opción para aumentar la productividad del estrato herbáceo de sistemas degradados es la implantación de pasturas perennes de especies exóticas, generalmente de los géneros *Panicum* o *Cenchrus*. En estos casos es posible esperar productividades medias de 3329, 4430 y 5450 kg MS ha⁻¹ año⁻¹, según se trate de sistemas silvopastoriles rolados con intensidad baja, alta y sin cobertura arbórea respectivamente (Kunst et al. 2012b, Lizzi y Cornacchione 2010) (Figura 9.a).

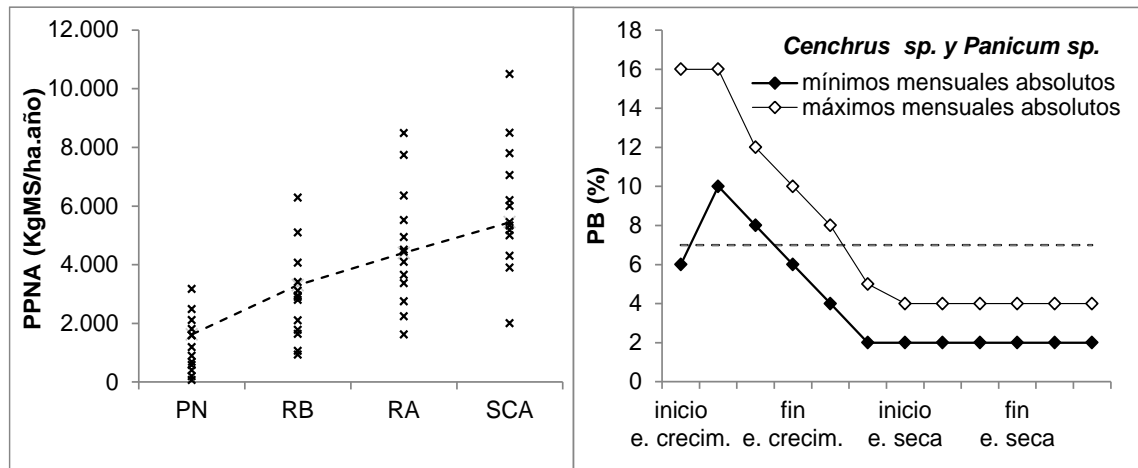


Figura 9.a: (Izq.) Valores de Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) de pastizales naturales (PN) y de pasturas en sistemas rolados con intensidad baja (RB), alta (RA) y sin cobertura arbórea (SCA). Los valores corresponden a diferentes años, sitios y condiciones del recurso (n>50 por cada tipo de sistema: PN, RB, RA, SCA). Íconos: valores de PPNA anual; Línea punteada: PPNA promedio. Elaborado a partir de datos de Kunst et al. (2006b, 2012a y 2012b), Bosio (2010), Cotroneo (2010), Lizzi y Cornacchione (2010) y otros.

Figura 9.b: (Der.) Variaciones en el contenido de Proteína Bruta (PB) de *Cenchrus sp.* y *Panicum sp.* a lo largo del año. Íconos vacíos: máximos absolutos, íconos llenos: mínimos absolutos. Línea punteada: valor de PB considerado umbral crítico para el consumo vacuno. Elaborado a partir de datos de Lizzi y Cornacchione (2010).

La calidad de las especies exóticas es mucho menor que la de las especies nativas, por lo que el contenido de PB cae por debajo del 7% crítico antes del final de la estación de crecimiento (Figura 9.b). El valor promedio de 5 años y 10 cultivares de especies exóticas sin cobertura boscosa es de 4,36% PB, con valores particulares de 3,8% PB para *Panicum sp.* y 4,5% PB para *Cenchrus sp.* (Lizzi y Cornacchione 2010). En ocasiones, la calidad puede ser más alta, en función de la ocurrencia de mayores lluvias y heladas tardías (ver máximos absolutos, Figura 9.b). Sin embargo, de la similitud entre la calidad promedio y el promedio de los valores mínimos absolutos (4,36% PB y 4% PB respectivamente) se desprende que la situación más frecuente se asemejaría mucho a la de los valores mínimos (Figura 9.b). Por esta razón, estas especies son menos adecuadas que las especies nativas para ser consumidas diferidas en la estación seca.

Panicum maximum cv. Gatton (gatton panic, la más difundida) produce más en años lluviosos y responde más a la fertilización nitrogenada que *Cenchrus*, que es más productiva por debajo de los 631 mm de lluvia anuales (Lizzi y Cornacchione 2010). Con respecto a la frecuencia de cortes óptima, un experimento que comparó distinta

frecuencia de cortes durante la estación de crecimiento con la ausencia de cortes, mostró que la productividad de *Cenchrus* se mantiene con una frecuencia de un corte cada 46 días, y se reduce (aproximadamente 2000 kg MS ha⁻¹ año⁻¹) al aumentar la frecuencia a un corte cada 21 días, con respecto a la situación sin cortes. En cambio en *P. maximum* la productividad se reduce con ambas frecuencias.

Dado que el principal valor de las especies exóticas es su elevada productividad, y que debido a su baja calidad, deben utilizarse durante la estación de crecimiento, Ferrando et al. (2002) propusieron un sistema que combina la implantación y utilización estival de buffel grass (*Cenchrus ciliaris* L. cv. Texas 4464) en un 11% de la superficie, con la utilización invernal del pastizal natural en el resto del establecimiento. Esto ha permitido, en un sistema experimental de cría bovina del Chaco árido, recuperar la capacidad forrajera de áreas muy degradadas (“peladales” donde se implanta buffel mediante rolado), recuperar el pastizal natural degradado al otorgar descanso en la estación de crecimiento y triplicar la receptividad ganadera. Este manejo es muy promisorio, siempre que la implantación de *Cenchrus ciliaris* se realice en “peladales” y/o en abras de pastizal, por ejemplo de aibe (*Elionurus muticus*, especie de escaso valor forrajero que comúnmente cubre paleocauces; Morello et al. 2012) y no en el bosque, pues se altera en gran medida el renoval arbóreo, comprometiendo las poblaciones futuras, incluso si los rolados son de baja intensidad. Además, se debería ser muy cuidadoso en la decisión de implantar buffel grass, ya que hay abundante evidencia de que su comportamiento como invasora ha generado impactos severos en diferentes regiones áridas y semiáridas del mundo (20 trabajos en Australia, USA y México, citados en Marshall et al. 2012). Las alteraciones generadas se producen debido a la acumulación de grandes volúmenes de material muerto en pie que aumentan la frecuencia e intensidad del régimen de fuegos. La elevada tasa de crecimiento de buffel grass y otras características fisiológicas que le permiten re-establecerse más rápido que otras especies, genera una retroalimentación positiva que puede modificar irreversiblemente el ecosistema invadido. En este sentido, estudios a largo plazo de la vegetación de sistemas semiáridos han demostrado que buffel grass tuvo impactos más significativos que la variabilidad de las lluvias sobre la riqueza de herbáceas nativas (Clarke et al. 2005). Todo ello modifica además la provisión de recursos vitales para otras formas de vida y altera la biodiversidad de la fauna local.

3. Consumo animal

Los hábitos alimentarios de bovinos y caprinos difieren mucho entre sí. Los bovinos son principalmente graminívoros y las cabras poseen mayor preferencia por las hojas de dicotiledóneas y en particular por las leñosas, mostrando una tendencia al ramoneo (Huston y Pinchak 1991, García González y Cuartas 1992, Nicosia et al. 1993, 1995, Dayenoff et al. 1996, Pisani et al. 2000, Catán y Degano 2007). En bosques nativos del Chaco semiárido, donde los recursos forrajeros son muy diversos, ello se traduce en un bajo solapamiento de la dieta de bovinos y caprinos, y en una buena eficiencia de cosecha global. Por estas razones, estimar el índice de cosecha en estos sistemas es muy complejo, ya que el consumo puede estar influenciado por múltiples factores. El comportamiento alimenticio de las cabras es flexible y oportunista, y puede modificarse en función de características de la especie vegetal analizada, como la calidad organoléptica, el estado fenológico de las plantas y la presencia de defensas químicas (ej. contenido de factores anti-nutricionales, compuestos tóxicos o repulsivos) y físicas (ej. espinas), así como también en función de la disponibilidad de otras especies

vegetales. Las cabras modifican temporalmente sus hábitos dietarios para mantener un balance nutricional adecuado (Terán Cardozo 1995), ya que son más selectivas cuando la disponibilidad lo permite y más generalistas cuando los recursos son escasos (Bryant et al. 1991, García González y Cuartas 1992, Papachristou 1997, Laca et al. 2001, Moore y Jung 2001, Cora et al. 2005, Catán y Degano 2007). La dieta de caprinos posee mayor valor nutritivo que la de bovinos, pues requieren más proteína y son más selectivos que los herbívoros mayores, adaptados a ingerir grandes volúmenes de alimento con alta proporción de pared celular. Además, pueden consumir alimento más disperso pues al tener menor tasa de consumo se ven afectados menos por la baja densidad de biomasa forrajera (Bell 1971, Hanley 1982).

En bosques del Chaco semiárido, la calidad de la dieta de los bovinos está ligada al estado fenológico de las gramíneas (Miñón et al. 1991). En cambio, la dieta de caprinos es más diversa y estable en términos de digestibilidad y proteína que la de bovinos. En un bosque de dos quebrachos, se ha estimado que los caprinos consumen forraje con una digestibilidad media cercana a 65,5% con valores mensuales entre 52 y 79% durante todo el año, excepto en el mes de transición entre la estación seca y la húmeda que bajó a 40% ya que se agotó la disponibilidad de hojarasca y aún no comenzó la producción de nueva biomasa. El contenido de proteína cruda (PC) medio estimado fue 15%, con valores mensuales entre 9 y 18% durante todo el año y valores mínimos en la estación seca entre 9 y 12%. En bovinos, en cambio, se ha estimado una digestibilidad media cercana a 48,5% con valores mensuales entre 23 y 63%, y contenidos medios de PC de 11,4% con valores mensuales entre 7,5 y 16,3%.

Los bovinos consumen principalmente gramíneas, aunque la participación de éstas baja del 90% en la estación húmeda al 60% en la estación seca. También consumen latifoliadas en estado verde (cuyo consumo alcanza el 19% en el otoño) y hojas de leñosas (9%), las que hacia el invierno, junto con la hojarasca (20%), superan el 30% de la dieta (Miñón et al. 1991) (Figura 10). Estos resultados son muy similares a los hallados por Martín et al. (1993a) quienes reportaron una participación de las gramíneas de 80% en la estación húmeda y sólo 45% en la estación seca, durante la cual la participación de los frutos y hojas de leñosas alcanza 40-45%. Los caprinos por su parte, consumen principalmente hojas de leñosas, que componen el 48% de su dieta (38% de arbustos y 10% de árboles), aunque también gramíneas (17%), latifoliadas (9%) y enredaderas (15%). La participación de las hojas de leñosas aumenta en la estación seca a 75% (57% de arbustos y 18% de árboles), constituido por 52% de hojas y 23% de hojarasca (Miñón et al. 1991) (Figura 10). Estos resultados son similares a los hallados por Dalla Tea et al. (1992) y Petit (1994), quienes reportaron una participación de las hojas de 50% en el total de la dieta, superando el 80% en algunas estaciones. En otras situaciones, con elevada carga y cobertura relativa de herbáceas, las latifoliadas serían las más consumidas durante la estación de crecimiento y las gramíneas las más consumidas durante la estación seca con un 47% del total (22% *Digitaria* sp., 18% *Setaria* sp., 8% *Trichloris* sp.) (Catán y Degano 2007). Sin embargo, ésta no es la situación más frecuente.

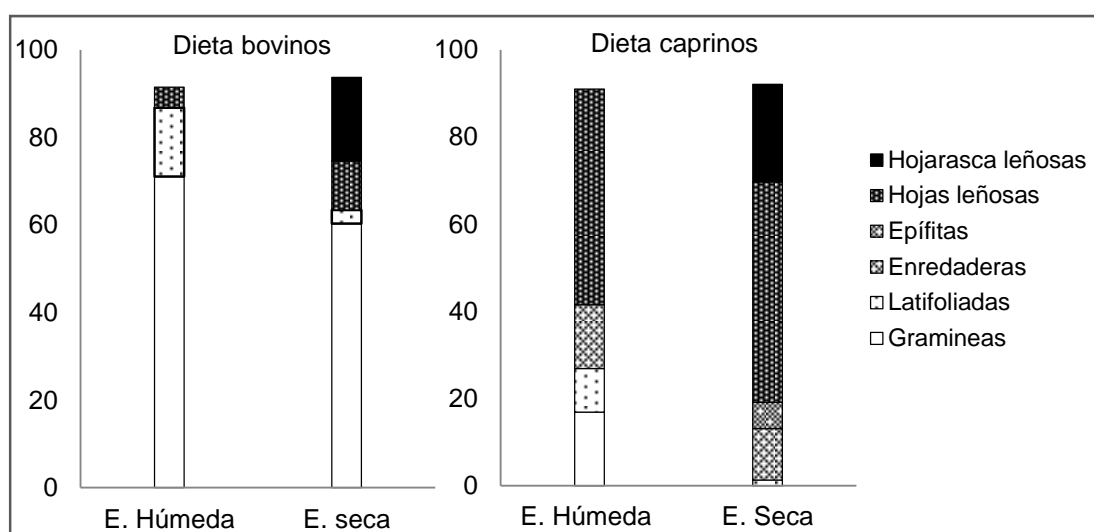


Figura 10. Composición de la dieta del ganado bovino y caprino, por grupo funcional y por estación, en un mismo sitio correspondiente a un bosque de dos quebrachos del Chaco semiárido santiagueño. Confeccionado a partir de datos de Miñón et al. (1991).

Los datos mencionados ponen en evidencia una elevada complementariedad entre las dietas de bovinos y caprinos, con coeficientes de superposición inferiores al 23% (Minón et al. 1991). Esta complementariedad en el consumo es sumamente ventajosa para los sistemas mixtos de ganadería extensiva en los bosques nativos comunes del Chaco semiárido. Sin embargo, se debe tener en cuenta que el sobrepastoreo genera cambios estructurales en la vegetación generalmente tendientes al reemplazo de pastos por leñosas que, en el largo plazo, harían a los bosques sistemas más aptos para cabras que para vacas.

Reflexiones finales

El bosque nativo del Chaco semiárido es sumamente valioso, ya que cumple simultáneamente funciones ecológico-ambientales, socio-culturales y productivas. El rol forrajero del bosque es esencial para las producciones ganaderas de la región. Los diferentes grupos funcionales que componen la oferta forrajera son altamente complementarios entre sí, y en su conjunto proporcionan forraje de calidad y en cantidad, con una estabilidad relativamente alta a pesar de la marcada estacionalidad de las lluvias. Esta última característica les confiere una importante ventaja frente los recursos exóticos más difundidos.

A pesar de estas cualidades, el bosque es comúnmente considerado un recurso de bajo valor productivo. Ello es consecuencia del habitual estado de degradación de la vegetación, que determina una receptividad actual mucho más baja que la potencial. Para reducir esa brecha, es necesario (i) detener y revertir los procesos de degradación del bosque y (ii) estimar la receptividad para ajustar a ella la carga y el manejo de los recursos forrajeros. Algunas herramientas de manejo promisorias son la realización de cerramientos, el pastoreo con descansos, el diferimiento de forraje, la conservación de frutos, el enriquecimiento con especies nativas, entre otras. La siembra de especies exóticas, siempre que se realice en pequeñas superficies, puede jugar un rol

complementario en etapas iniciales de la recuperación, pues debido a su elevada productividad y estacionalidad permitiría reducir la presión sobre los recursos nativos durante la estación de lluvias.

Para desandar las transformaciones que en las últimas décadas han apartado de la sustentabilidad a muchos de los agroecosistemas de la región, es necesario aceptar que el camino inverso requiere procesos de mediano y largo plazo. La escasez de conocimiento sobre los recursos nativos y la escasez de recursos económicos de los productores campesinos para introducir alternativas de manejo (incluso las tecnologías de procesos y bajos insumos) imponen severas dificultades. Por ello, se considera necesario destinar mayores esfuerzos al conocimiento de los recursos nativos en relación a sus aspectos productivos, tarea del ámbito de la ciencia aplicada, así como también promover la introducción de estrategias de manejo adecuadas, tarea del ámbito de los tomadores de decisiones. En ese sentido, la mencionada Ley de Bosques puede cumplir un rol esencial, a través de los fondos nacionales que la misma prevé destinar a planes de manejo sostenible. El acceso a los mismos debe adecuarse a las condiciones particulares de la región, donde la mayor parte de los productores posee como sustento económico principal la ganadería mixta, en áreas sin límites definidos y de uso comunitario del bosque.

Bibliografía (Anexo)

Adámoli, J. 2005. Ecorregión Chaco Seco. Pp. 73–100 en Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. (eds.) La situación ambiental Argentina 2005. Ediciones Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Anderson, D., Del Aguila, J., Marchi, A., Vera, J., Oriente, E., Bernardón, A. 1980. Manejo del pastizal natural y producción ganadera. Ediciones INTA, Buenos Aires.

Arenas, P. (ed.) 2012. Etnobotánica en zonas áridas y semiáridas del Cono Sur de Sudamérica. Edición del Consejo Nacional Investigaciones Científicas Técnicas y el Centro de Estudios Farmacológicos y Botánicos, Buenos Aires.

Aronson, J., Saravia Toledo, C. 1992. *Caesalpinia paraguariensis* (Fabaceae): forage tree for all seasons. *Economic Botany*, 46: 121–132.

Arrázola Rivero, S., Atahuachi, M., Saravia, E., López, A. 2002. Diversidad florística medicinal y potencial etnofarmacológico de las plantas de los Valles Secos de Cochabamba–Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 12: 53–85.

Arredondo, S., Aronson, J., Ovalle, C., del Pozo, A., Avendaño, J. 1998. Screening multipurpose legume trees in central Chile. *Forest Ecology and Management*, 109: 221–229.

Bell, R.H. 1971. A grazing ecosystem in the Serengeti. *Scientific American*, 225: 86–93.

- Blanco, J., Oriente, E.L. 2003. Efecto de dos tratamientos de defoliación sobre la producción de forraje de *Trichloris crinita* lag. Revista Argentina de Producción Animal, 23: 81–89.
- Bordón, A. 1988. Forrajeras Naturales. Pp. 56–84 en Desmonte y habilitación de tierras en la Región Chaqueña Semiárida. Ediciones FAO, Santiago de Chile.
- Bosio, E.A. 2010. Efectos del corte y el diferimiento sobre la cantidad y calidad de un pastizal natural del Chaco Semiárido: una experiencia de investigación en el MoCaSE–VC. Tesis de grado en Ingeniería Agronómica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Britos, A.H., Barchuk, A.H. 2008. Cambios en la cobertura y en el uso de la tierra en dos sitios del Chaco Árido del noroeste de Córdoba, Argentina. Agriscientia, 25: 97–110.
- Bryant, J.P., Provenza, F.D., Pastor, J., Reichardt, P.B., Clausen, T.P., du Toit, J.T. 1991. Interactions between woody plants and browsing mammals mediated by secondary metabolites. Annual Review of Ecology and Systematics, 22 (1): 431–446.
- Carreño, L., Viglizzo, E. 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Catán, A., Degano, C. 2007. Composición botánica de la dieta de caprinos en un bosque del Chaco semiárido (Argentina). Quebracho, 14: 15–22.
- Clarke, P.J., Latz, P.K., Albrecht, D.E. 2005. Long - term changes in semi - arid vegetation: Invasion of an exotic perennial grass has larger effects than rainfall variability. Journal of Vegetation Science, 16: 237–248.
- CNA (Censo Nacional Agropecuario). 1988. 2002. 2008. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC), Argentina.
- Cora, A., Bregaglio, M.N., Coirini, R. 2005. Goat preferences for native woody shrubs in the Chaco Árido region of Córdoba, Argentina. Spanish Journal of Agricultural Research, 3: 243–247.
- Cotroneo, S.M. 2010. Productividad primaria neta y consumo caprino de forrajeras leñosas en Santiago del Estero. Tesis de grado en Ingeniería Agronómica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Cruzate, G.A., Casas, R. 2009. Extracción de nutrientes en la agricultura argentina. Informaciones agronómicas del cono sur, 44: 21–26.
- Dalla Tea, F., Renolfi, R., Kunst, C. 1992. Estimación de la disponibilidad forrajera en especies leñosas de la región Chaqueña Occidental. Revista Argentina de Producción Animal, 12: 401–408.
- Dayenoff, P., Martínez Teruel A., Gallego, J.A., Aguirre, E., Bolaño M., Giovanardi, F. 1996. Dinámica de la vegetación del Chaco árido bajo pastoreo caprino con carga animal conocida. Archivos de Zootecnia, 52: 293–304.

- Degano, C., Catán, A., Renolfi, R., Werenitzky, D., Correa, S. 2000. Dieta del ganado caprino a monte bajo tres cargas distintas de animales. *Ecología*, 14: 251–257.
- Del Vitto, L.A., Petenatti, E., Petenatti, M. 1997. Recursos herbolarios de San Luis (República Argentina) primera parte: plantas nativas. *Multequina*, 6: 49–66.
- Delhey, R. 1991. El chañar (*Geoffroea decorticans*, Leguminosae): Etnobotánica y utilización. *Parodiana*, 6: 337–362.
- Díaz, H.B. 1962. Especies arbóreas más comunes de las zonas ganaderas de la Provincia de Tucumán que sirven de alimento al ganado. *Turrialba*, 12 (4): 195–199.
- Díaz, R.O. 2007. Utilización de pastizales naturales. Encuentro Grupo Editor, Córdoba.
- Digilio, A.P., Legname, P.R. 1966. Los árboles indígenas de la Provincia de Tucumán. *Opera Lilloana*, 34: 1–226
- Ferrando, C.A., Blanco, L., Biurrun, F., Burghi, V., Ávila, R. 2006. Porcentajes de proteína bruta de gramíneas forrajeras nativas del Chaco Árido. 29 Congreso Argentino de Producción Animal, Mar del Plata.
- Freyre, M., Astrada, E., Blasco, C., Baigorria, C., Rozycki, V., Bernardi, C. 2003. Valores nutricionales de vinal (*Prosopis ruscifolia*): consumo humano y animal. *Revista de la Asociación de Licenciados en Ciencia y Tecnología de los Alimentos de Galicia*, 4: 41–46.
- Funes, G., Venier, P., Galetto, L., Urcelay, C. 2007. *Acacia aroma* Gillies ex. Hook. & Arn. *Kurtziana*, 33 (2): 55–65.
- Galan, A.G., Correa, A.D., de Abreu, C., Barcelos, M.F. 2008. Chemical characterization of integral flour from the *prosopis* spp. of Bolivia and Brazil. *Archivos latinoamericanos de nutrición*, 58. 309–315.
- García González, R., Cuartas, P. 1992. Feeding strategies of Spanish wild goat in the Cazorla Sierra (Spain). *Ungulates*, 91: 167–170.
- Gasparri, N.I., Grau, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest ecology and Management*, 258. 913–921.
- Golluscio, R.A. 2009. Receptividad ganadera: marco teórico y aplicaciones prácticas. *Ecología Austral*, 19: 215–232.
- Golluscio, R.A., Deregibus, V.A., Paruelo, J. 1998. Sustainability and range Management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral*, 8: 265–284.
- Greco, S., Cavagnaro, J. 2003. Effects of drought in biomass production and allocation in three varieties of *Trichloris crinita* (Poaceae) a forage grass from the arid Monte region of Argentina. *Plant Ecology*, 164 (1): 125–135.
- Hanley, T.A. 1982. The nutritional basis for food selection by ungulates. *Journal of Range Management*, 35 (2): 146–151.

Henrickson, J. 2010. Comments on a revision of *Celtis* subgenus *mertensia* (celtidaceae) and the recognition of *Celtis pallida*. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas*, 4 (1): 287–293.

Huston, J., Pinchak, W. 1991. *Range animal nutrition*. Timber Press, Portland.

James, S. 1984. Lignotubers and burls—their structure, function and ecological significance in Mediterranean ecosystems. *The Botanical Review*, 50: 225–266.

Karlin, U.O. 1983. Recursos forrajeros naturales del Chaco Seco: manejo de leñosas. Pp. 78–96 en *II Reunión de intercambio tecnológico en zonas áridas y semiáridas*, Córdoba.

Karlin, U.O., Díaz, R. 1984. Potencialidad y manejo de algarrobos en el árido subtropical argentino en Proyecto Especial OEA N° 53. Secretaría de Ciencia y Técnica Argentina.

Kunst, C., Carrizo, M.C., Lopez, C., Monti, E., Arroquy, J., Godoy, J. 2006a. Influencia del manejo del pastoreo de majadas caprinas sobre la condición corporal y por la preferencia de especies nativas. *Quebracho. Revista de Ciencias Forestales*, 103: 66–76.

Kunst, C., Ledesma, R., Bravo, S., Albanesi, A., Anriquez, A., Meer, H.v., Godoy, J., Fumagalli, A., Auslender, A. 2012a. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): Responses to combined disturbance treatments. *Ecology Engineering*, 42: 42–53.

Kunst, C., Ledesma, R., Godoy, J. 2012b. Acumulación de biomasa aérea de *Panicum maximum* cv Gatton panic en rolados de distinta intensidad. Pp. 323–328 en *Actas II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*. Ediciones INTA, Santiago del Estero.

Kunst, C., Monti, E., Pérez, H., Godoy, J. 2006b. Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina, for grazing management and research. *Journal of Environmental Management*, 80: 248–265.

Laca, E.A., Shipley, L.A., Reid, E.D. 2001. Structural anti-quality characteristics of range and pasture plants. *Journal of Range Management*, 54: 413–419.

Lamarque, A.L., Fortunato, R.H., Maestri, D.M., Guzmán, C.A. 2000. Seed components and taxonomy of some *Acacia* species. *Biochemical Systematics and Ecology*, 28: 53–60.

Ledesma, N.R., Medina, J.C. 1969. Fenología de la comunidad forestal Chaco santiagueña. Pp. 801–806 en *Actas del I Congreso Forestal Argentino*, Buenos Aires.

Lizzi, J.M., Cornacchione, M.V. 2010. Información y experiencias en el manejo de pasturas subtropicales en la región semiárida. Pp. 8–19 en *Jornada de Actualización Ganadera AACREA*, Córdoba.

- Marshall, V., Lewis, M., Ostendorf, B. 2012. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: a review. *Journal of Arid Environments*, 78: 1–12.
- Martín, G.O., Lagomarsino, E.D. 2000. Hábitos alimentarios del bovino Criollo en el Noroeste argentino, bajo sistemas extensivos de producción. *Therios*, 29: 6–12.
- Martín, G.O., Lagomarsino, E.D., Grill, I.C. 1993a. Composición botánica de la dieta de bovinos criollos en un pastizal del Chaco semiárido en Tucumán. *Revista Argentina de Producción Animal*: 38–45.
- Martín, G.O., Mainardi, V., Carlino, G., Nicosia, M. 2002. Forrajimasa ramoneable en arbustos de valor forrajero del Chaco semiárido de Tucumán. Pp. 196–203 en XIX Jornadas Científicas de la Asociación de Biología, Tucumán.
- Martín, G.O., Nicosia, M.G., Colombo, M., Lucas, J. 2001. Fenología de floración y fructificación en leñosas nativas del Chaco semiárido de Tucumán y algunas consideraciones para su aprovechamiento forrajero. Pp. 325–334 en II Reunión de Producción Vegetal del NOA, Tucumán.
- Martín, G.O., Nicosia, M.G., Lagomarsino, E.D. 1997. Fenología foliar en leñosas nativas del Chaco Semiárido de Tucumán y algunas consideraciones para su aprovechamiento forrajero. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino*, 29 (1): 65–85.
- Martín, G.O., Nicosia, M.G., Lagomarsino, E.D. 1994. Densidad de leñosas en un pastizal xerófilo del centro–norte de Tucumán. *Revista Argentina de Producción Animal* 14: 84.
- Martín, G.O., Nicosia, M.G., Lagomarsino, E.D. 1993b. Rol forrajero y ecológico de leñosas nativas del NOA. Pp. 93–98 en XIV Reunión del grupo técnico regional del cono sur en mejoramiento y utilización de recursos forrajeros del área tropical y subtropical, Santiago del Estero.
- Mathis, C.P. 2000. Protein and energy supplementation to beef cows grazing New Mexico rangelands. New Mexico State University, College of Agriculture and Home Economics.
- Menvielle, E., Hernández, O. 1985. El valor nutritivo de las vainas de caldén (*Prosopis caldenia* Burk.). *Revista Argentina de Producción Animal*, 5: 435–439.
- Metzger, K.L., Coughenour, M.B., Reich, R.M., Boone, R.B. 2005. Effects of seasonal grazing on plant species diversity and vegetation structure in a semi–arid ecosystem. *Journal of Arid Environment*, 61: 147–160.
- Miñon, D., Fumagalli, A., Auslender, A. 1991. Hábitos alimentarios de vacunos y caprinos en bosque de la región chaqueña semiárida. *Revista Argentina de Producción Animal*, 11 (3): 275–283.
- Moore, K.J., Jung, H.J.G. 2001. Lignin and fiber digestion. *Journal of range management*, 54: 420–430.

- Mora, S., Terenti, O.A., Ochoa, M.A., Ordoñez, G. 2006. Producción y calidad de semilla estival y otoñal de *Trichloris crinita* bajo riego en sureste de Mendoza. En 29 Congreso Argentino de Producción Animal, Mar del Plata.
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F.S. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. FADU, Buenos Aires.
- Morello, J., Saravia Toledo, C. 1959. El Bosque chaqueño. II. La ganadería y el bosque en el Oriente de Salta. Revista Agronómica del Noroeste Argentino, 3: 209–258.
- Muñoz, J. 2000. Anacardiaceae in A. T. Hunziker. Flora Fanerogámica Argentina, 65: 1–28.
- Navall, M. 2012. Aporte de hojarasca en un quebrachal semiárido santiagueño bajo manejo silvopastoril. Pp. 323–328 en Actas II Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Ediciones INTA, Santiago del Estero.
- Nicosia, M.G., Martín, G.O., Lagomarsino, E.D. 1991. Leñosas nativas del Chaco Semiárido Argentino: una posible fuente nutricional de herbívoros por su composición química y digestibilidad. Pp. 85–86 en X Reunión nacional de CAPERAS, Bahía Blanca.
- Nicosia, M.G., Martín, G.O., Lagomarsino, E.D. 1993. Valor nutritivo de hojas de arbustos y árboles nativos del noroeste Argentino. Revista Argentina de Producción Animal, 13 (1): 42–43.
- Nicosia, M.G., Martín, G.O., Lagomarsino, E.D. 1995. Composición química y digestibilidad en hojas de leñosas nativas del Chaco Semiárido del NOA: Fase de Brotación – Foliación. Revista Argentina de Producción Animal: 241–243.
- Oakley, L., Prado, D. 2011. Análisis crítico de la delimitación actual de las especies argentinas de *Celtis* l. (Celtidaceae). Huayllu-Bios, 5: 77–78.
- Palacios, R., Brizuela, M. 2005. Prosopis: historia y elementos para su domesticación. Agrociencia 9 (1–2): 41–51.
- Papachristou, T. 1997. Foraging behaviour of goats and sheep on Mediterranean kermes oak shrublands. Small Ruminant Research, 24: 85–93.
- Parra, S., Ceraolo, P. 2000. Frutos nativos del Salado norte y Añatuya en comunidades de la Unión de pequeños productores del salado norte (UPPSAN). INCUPO.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Verón, S.R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia hoy, 15: 14–23.
- Petit, J. 1994. Árboles y arbustos forrajeros. Instituto Forestal Latinoamericano, Mérida, Venezuela.
- Pfister, J.A., Malechek, J.C. 1986. The voluntary forage intake and nutrition of goats and sheep in the semi-arid tropics of northeastern Brazil. Journal of animal science, 63: 1078–1086.

Pisani, J.M., Distel, R.A., Bontti, E.E. 2000. Diet selection by goats on a semi-arid shrubland in central Argentina. *Ecología Austral*, 10 (1): 103–108.

Quiroga, R.E., Ávila, R., Blanco, L. 2008. Dinámica de la calidad y de material verde en los componentes morfológicos de dos gramíneas nativas del Chaco Árido. *Revista Argentina de Producción Animal* 28 (1): 484–485.

Quiroga, R.E. 2007. Estudio etnobotánico en el pueblo Weenhayek de la Provincia Gran Chaco de Tarija, Bolivia. Tesis de Licenciatura en Biología, Universidad del Chaco, Bolivia.

Quiroga, R.E. 2009a. Resistencia a la sequía y al pastoreo en plantas de *Trichloris crinita* provenientes de sitios con distinta historia de precipitaciones y presión de pastoreo. Tesis de Maestría en Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Quiroga, R.E., Blanco, L., Oriente, E.L. 2009b. Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos. *Ecología austral*, 19: 107–117.

Rearte, D. 2007. Distribución territorial de la ganadería argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires.

REDAF (Red Agroforestal Chaco Argentina). 1999. Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas.

Ríos, N., Cejas, M., Maldonado, M. 2008. El vinal (*Prosopis ruscifolia* Griseb.) Una especie importante en el Gran Chaco Americano, Argentina. *Foresta Veracruzana*, 10: 17–26.

Rodríguez, J.C. 1985. Comportamiento pastoril de los caprinos. Pp. 469–501 en IV Reunión de Intercambio Tecnológico en Zonas Áridas y Semiáridas, Salta.

Rosenzvaig, E. 1996. Etnias y árboles: historia del universo ecológico Gran Chaco. Casa de las Américas.

Rossi, C.A. 2010. El Sistema Silvopastoril en la Reg Chaqueña Arida y Semiárida Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora, Argentina.

Rossi, C.A., León, M.D., González, G.L., Dib, P.C., Pereyra, A.M. 2008. Composición química, contenido de polifenoles totales y valor nutritivo en especies de ramoneo del sistema silvopastoril del Chaco árido argentino. *Zootecnia Tropical*, 25: 105–115.

Rundel, P.W. 1991. Shrub life forms. Responses of plants to multiple stresses: 345–370.

Ruthsatz, B. 1974. Los arbustos de las estepas andinas del Noroeste Argentino y su uso actual. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 16 (1-2): 27–45.

Saravia Toledo, C., del Castillo, E. 1989. Aplicación de sistemas de uso múltiple en los bosques del chaco semiárido argentino. En V Jornadas Técnicas: uso múltiple del bosque y sistemas agroforestales, Eldorado, Misiones.

Scarpa, G.F. 2007. Plantas asociadas a la pesca ya sus recursos por los indígenas Chorote del Chaco semiárido (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 42: 333–345.

Scarpa, G.F. 2009. Etnobotánica médica de los indígenas Chorote y su comparación con la de los criollos del Chaco Semiárido (Argentina). *Darwiniana*, 47: 92–101.

SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria). 2010. Datos de las campañas de vacunación antiaftosa de la República Argentina.

Silva, M., Martinez, M., Coirini, R., Brunetti, M., Balzarini, M., Karlin, U. 2000. Valoración nutritiva del fruto del algarrobo blanco (*Prosopis chilensis*) bajo distintos tipos de almacenamiento. *Multequina*, 9: 65–74.

Terán Cardozo, J. 1995. Sistema silvopastoril y leñosas forrajeras en el monte chaqueño serrano de Chuquisaca. PLAFOR, Sucre, Bolivia.

Tinto, J.C. 1977. Recursos forrajeros leñosos para zonas áridas y semiáridas. *IDIA*: 182–196.

Torres, P., Abril, A., Bucher, E. 2005. Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco woodland. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 49–54.

Trujillo García, A., Ducoing Watty, A.E. 2007. Alimentación de caprinos 1. Universidad Nacional Autónoma de Mexico.

Vallejos, M., Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Vale, L.M., Bustamante, M.L., Paruelo, J.M. 2014. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123: 3–11.

Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., Díaz, S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42: 181–189.